Havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket

Koed, Anders; Rasmussen, Gorm; Rasmussen, E.B.

Publication date:
1997

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Citation (APA):
Koed, A., Rasmussen, G., & Rasmussen, E. B. (1997). *Havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket*. Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU-rapport No. 29-97

Havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket

af

Anders Koed
Gorm Rasmussen
Espen Barkholt Rasmussen

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Afd. for Ferskvandsfiskeri
Vejlsøvej 39
DK - 8600 Silkeborg

ISBN: 87-88047-10-5

DFU-Rapport nr. 29-97

DFU-rapport udgives af Danmarks Fiskeriundersøgelser og indeholder resultater fra en del af DFU's forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis institutionens.

Rapportserien findes komplet på institutionens biblioteker i Charlottenlund, Lyngby og Hirtshals, hvorfra de kan lånes:

Danmarks Fiskerundersøgelser
Biblioteket
Charlottenlund Slot
DK-2920 Charlottenlund
Tlf.: 33 96 33 15

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Afd. for Fiskeindustriel Forskning
DTU, Bygning 221
2800 Lyngby
Tlf.: 45 25 25 84

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Nordsøcentret, Postboks 101
9850 Hirtshals
Tlf.: 98 94 26 01

DFU-rapport is published by the Danish Institute for Fisheries Research and contains results from a part of the research projects etc. The results will often be of an interim nature and the views and conclusions put forward are not necessarily those of the institute.

The reports are located at the institute's libraries in Charlottenlund, Lyngby and Hirtshals, from where they may be loaned.

Redaktion:
Jette Aagaard, Søren Tørper Christensen, Stig Mellergaard, Hanne Moos, Karl-Johan Stæhr

Tryk: DSR Tryk, Frederiksberg

Omslag: Contrast

ISSN 1395-8216

Indholdsfortegnelse

Appendix

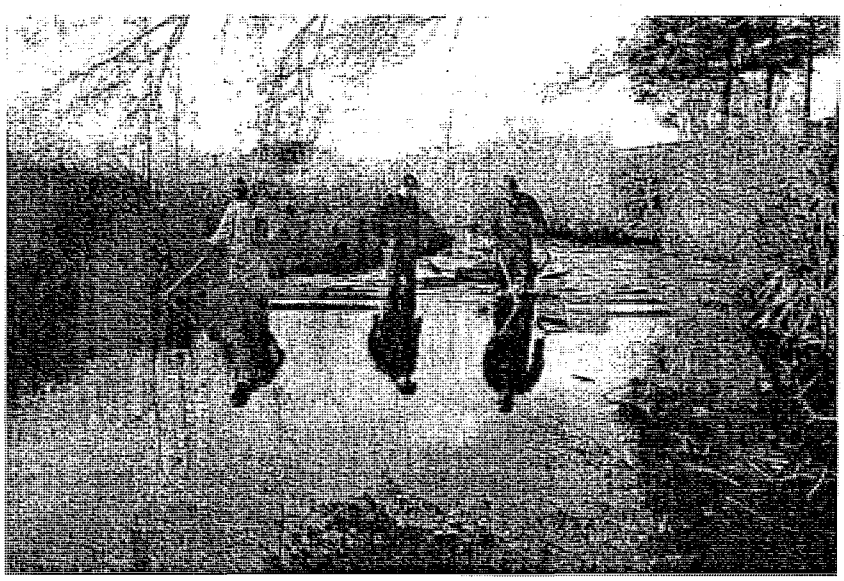
Forord

I samarbejde med Fynsværket I/S og Fyns Amt iværksatte Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri (FFI) i 1995 en undersøgelse af Fynsværkets indflydelse på smoltudtræk og havørredopgang i Odense Å og Stavids Å systemerne.

For at kunne vurdere havørredopgangen, blev havørredfiskeriet i Odense Fjord desuden undersøgt. Denne undersøgelse har afstedkommet en selvstændig rapport "Havørredfiskeriet i Odense Fjord samt Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å 1995" (Rasmussen & Koed 1996).

I nærværende rapport kvantificeres smoltudtrækket fra - og havørredopgangen til Odense Å og Stavids Å systemerne. Desuden er havørreders strejf-rate i Odense Å og Stavids Å undersøgt, ligesom fiskedødeligheden i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag i perioderne
4. april - 30. maj og 1. september - 1. december 1995 er undersøgt.

Resultaterne og konklusionerne fra undersøgelserne, inklusive undersøgelsen "Havørredfiskeriet i Odense Fjord samt Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å 1995", er sammenfattet i en syntese som findes sidst i foreliggende rapport.



Elektrofiskeri i Odense Å efter gydemodne havørreder.

Indledning

Fynsværket I/S beliggenhed i området mellem udløbsområdet af Stavids Å og Odense Å har givet anledning til formodninger om, at laksefisk og ål har problemer i forbindelse med passage af værkets kølevandsindtag og -udledning. Havørredopgangen i Odense Å og Stavis Å formodes at være mindre end forventet (Fyns Amt 1990b), og dette er blevet sat i forbindelse med Fynsværket.

I 1992 henvendte Fyns Amt og Fynsværket I/S sig til Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri (FFI tidligere IFF) angående udarbejdelsen af et projekt, som skulle belyse forholdene omkring Fynsværkets effekt på laksefisk og ål.

I 1994 blev de første indledende undersøgelser foretaget og gennem hele 1995 gennemførtes den egentlige undersøgelse, som har resulteret i nærværende rapport.

Undersøgelsen bestod af følgende fem del-undersøgelser:

1. Smoltudtrækket fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å.

2. Fiskedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag.

3. Vandringsmønsteret for gydemodne havørreder fra Odense Å og Stavids Å systemerne.

4. Havørredopgangen til Odense Å, Lindved Å og Stavids Å.

5. Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å.

Del-undersøgelse nr. 5 "Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å", findes som en særskildt rapport af samme navn. Årsagen til at denne rapport ikke indgår som en del af nærværende rapport skyldes, at resultatet fra undersøgelsen tænkes anvendt i andre forbindelser sagen om Fynsværket (jvf. forordet i "Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å").

Projektet er bestilt og finansieret af Fynsværket I/S og Fyns Amt. Desuden er undersøgelsen "Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å" bestilt og finansieret af Fynsværket I/S, Fyns Amt og Fiskeriministeriet.

Den praktiske gennemførelse af projektet er udført af Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afdeling for Ferskvandsfiskeri (FFI) med assisterende arbejdskraft fra Fynsværket og Fyns Amt.
Den overordnede styring blev varetaget af en styringsgruppe repræsenteret ved Fynsværket I/S, Fyns Amt og FFI. Afrapporteringen af projektet er udført af FFI.

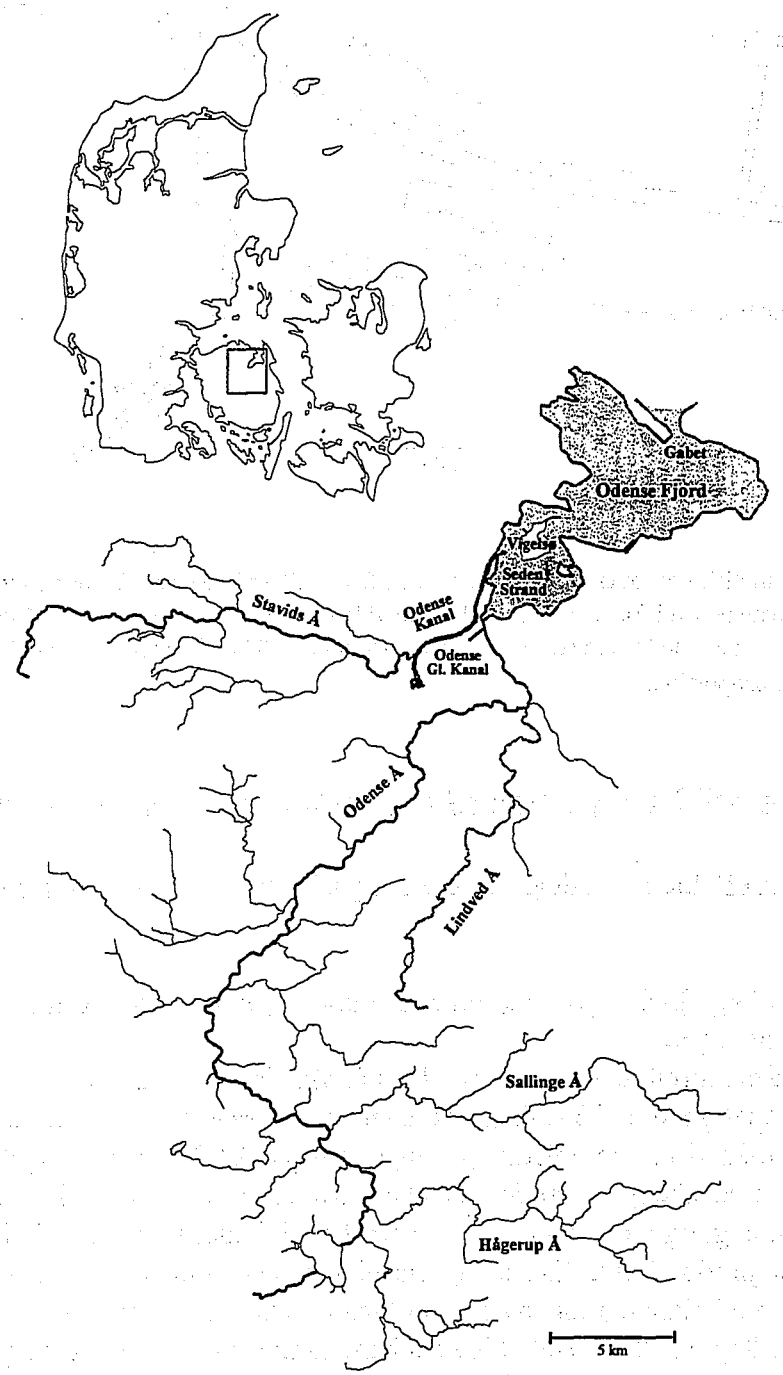
Der blev i efteråret 1988 udført en mindre fiskeribiologisk undersøgelse i området, som havde til hensigt at belyse forholdene omkring Fynsværkets effekt på havørredopgangen i Odense Å

og Stavids Å (Mohr-Markmann 1989). Denne undersøgelse vurderes imidlertid ikke at være tilstrækkelig omfattende til at drage endelige konklusioner vedrørende vandrefiskenes adfærd i forbindelse med kølevandet.

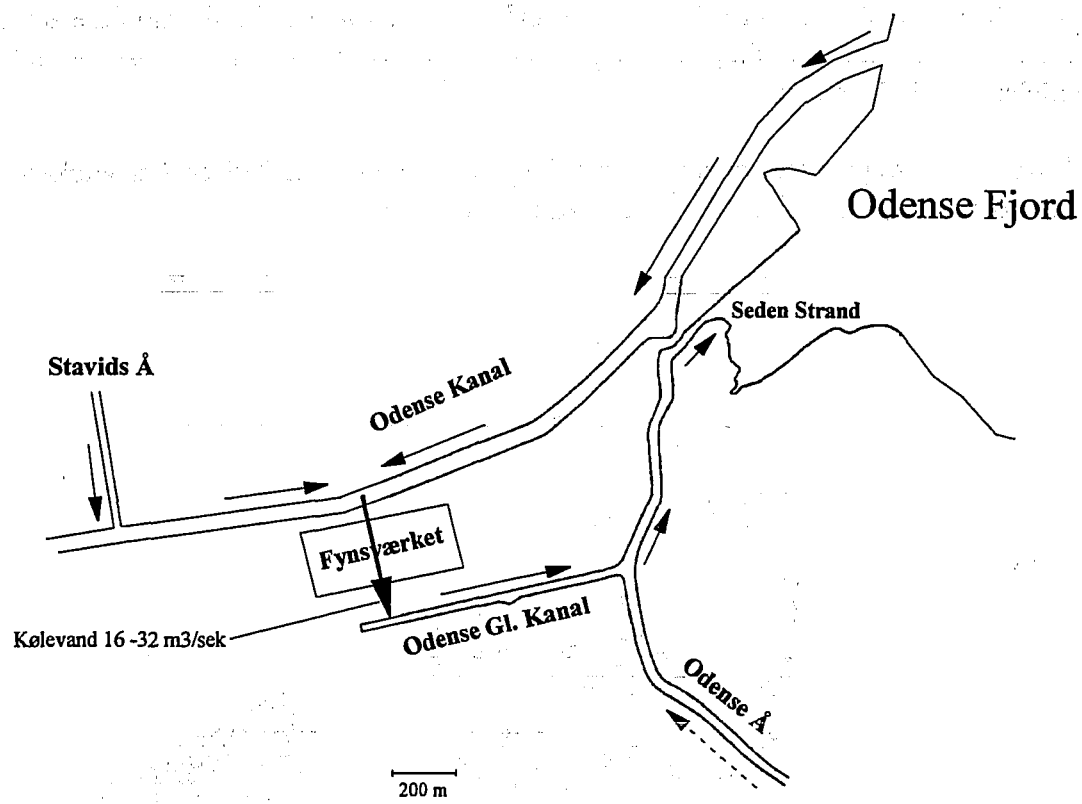
Figur 1 viser undersøgelsesområdets geografiske placering og Figur 2 viser Fynsværkets placering i området mellem Stavids Å og Odense Å's udløb.

A

B



Figur 1. A: Undersøgelsesområdets geografiske beliggenhed (□).
B: kort over Odense Fjord, Odense Å og Stavids Å systemerne.



Figur 2. Skematisk kort over Odense Å's udløb i Seden Strand, Odense Kanal og Fynsværket. De optrukne pile skitserer kølevandets vej fra Odense Kanal og Stavids Å gennem Fynsværket, ud i Odense Gl. Kanal og videre ud i Odense Å og Seden Strand (Odense Fjord). Der er ca. 1,5 km fra Stavids Å's udløb til Fynsværket. Se Figur 1 for korrekte proportioner.

Generelle effekter på fisk af kølevandsudledende kraftværker

Generelt kan effekten af indtag og udledning af kølevand i relation til fisk opdeles i tre kategorier:

1. Mortalitet og skader på fisk, herunder æg og yngel, i forbindelse med kølevandsindtaget.

Oftest skyldes mortalitet og skader mekanisk påvirkning. Marcy (1973) fandt således, at 80% af en totaldødelighed på 95% for fiskeyngel ved passage gennem Connecticut Yankeee Power Plant i juni måned ved en udledningstemperatur på 28 °C, var forårsaget af mekaniske skader. Det kan være vanskeligt at vurdere tabet af fiskelarver og æg i forbindelse med kølevandsindtag, og tabet må under alle omstændigheder vurderes relativt, d.v.s i forhold til den samlede produktion af fiskeæg og fiskelarver i udledningsområdet (Møller 1976). I forbindelse med planlægningen af et kraftværk på Gylling Næs i 1970'erne med et totalt kølevandsindtag på 100 m^3/sek. blev det beregnet, at ca. 5 x 10^9 fiskeæg ville passere igennem kølevandssystemet pr. år. Hvis det f.eks. antages, at udelukkende skrubbeæg passerer igennem kølevandssystemet, modsvarer denne ægmængde et antal af 12.000 stk. eller en fangst på 3 tons skrubber pr. år (Møller 1976).

Anderson & Jacobsen (1980) fandt, at glasål, som passerede med kølevandet gennem atomkraftværket Ringhals i Sverige, med meget få undtagelser overlevede uden mén.

Tabet af større fisk i forbindelse med kølevandsindtag er ofte lettere at måle end tabet af yngel og æg. Større materiale tilbageholdes og opsamles almindeligvis ved hjælp af en risterenser. Herved er det muligt at frasortere tilbageholdte fisk og tælle dem direkte.

2. Effekt af termisk forurening

Udtrykket termisk forurening henviser i dette tilfælde til, at kølevandsudledningen forårsager en temperatur stigning i udledningsområdet. Effekten af en øget temperatur på fisk i en størrelsesorden, som forekommer i forbindelse med udledning af kølevand, kan dels være direkte dødelig og dels ændre fiskens adfærd (Alabaster 1969, Langford 1983).

A. Lethal effekt

Elliott (1994) angiver lethaltemperaturen for ørred (*Salmo trutta* L.) til mellem 25 - 30 °C afhængig af akklimatationstemperaturen. Alabaster & Lloyd (1980) angiver, ved en litteraturgennemgang, lethaltemperaturen for en række forskellige fiskearter. For skalle (*Rutilus rutilus* (L.)) finder de, at lethaltemperaturen ligger mellem 27,3 - 36,1 °C og for aborre (*Perca fluviatalis* L.) 30 - 33 °C. Det er ikke unormalt, at så høje temperaturer forekommer i forbindelse med kølevandsudledninger, men hvis de forekommer, har fiskene oftest mulighed for at undvige
til køligere omgivelser. I vandløb med kølevandstilførsel, vil der i mange tilfælde være en temperatur-stratificering, med et varmt vandlag over et koldere. Fiskene vil her have mulighed for at søge mod bunden og dermed undgå en lethaltemperatur.

Pludselige temperaturstigninger kan være lethale. Alabaster (1969) angiver således, at en temperaturstigning på 8 °C fra ca. 18 °C til ca. 26 °C, som sker over en periode på 1.000 minutter (ca. 16½ time) eller mindre, er lethal for ørred. En temperaturstigning over en tilsvarende periode fra 22 °C til 30 °C er lethal for aborre. Alabaster (1969) konkluderer på dette grundlag, at varmt kølevand i sommerperioden i de fleste tilfælde vil være lethalt for ørreder og visse andre fiskearter akklimatiseret til normal vandløbstemperatur. Dette forstås således, at svømmer f.eks. en ørred fra et vandløb, hvor temperaturen er 18 °C, til et område med kølevandsudledning, hvor temperaturen er 26 °C, vil den omkomme.

B. Effekt på adfærd

Nyman (1975) undersøgte ved et telemetristudie tre fiskearters adfærd i forbindelse med to kraftværkers kølevandsudledning i Sverige. De tre undersøgte arter er ål (*Anguilla anguilla* (L.)), ørred og rimte (*Leuciscus idus* (L.)). Nyman (1975) fandt, at de tre arter blev tiltrukket af det varme kølevand i vintermånderene, mens gulål også blev tiltrukket af det varme vand i sommermånederne. Havørred blev tiltrukket af det varme kølevand, når den omgivende vandtemperatur var under 15 - 16 °C. Når den omgivende vandtemperatur oversteg 15 - 16 °C fjernede havørred sig fra kølevandet. Om sommeren når temperaturen var høj fjernede havørrederne sig fra kølevandet.

Johnsen (1977) undersøgte ligeledes ved hjælp af akustik-telemetri fire arter laksefisks adfærd under gydevandring i forbindelse med kølevandsudledningen fra et kraftværk ved Lake Michigan. Kølevandstungen fra kraftværket krydsede laksefiskenes vandringsrute, og temperaturen var ved udledningen ca. 10 °C højere end det omgivende vands temperatur. De

undersøgte arter var ørred, regnbueørred (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)), coho-laks (*Oncorhynchus kisutch* (Walbaum)) og chinook-laks (*Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum)). De undersøgte fisk blev fanget ved kølevandsudledningen, mærket med en akustik-sender og genudsat, hvor de var fanget. Fiskenes bevægelsesmønster omkring kølevandet var karakteriseret ved, at de svømmede ind og ud af det varme vand, samtidig med at de foretog hyppige retningsændringer. Fiskene blev i kølevandsområdet mellem 3 og 22 timer, før de fortsatte gydevandringen. Tidsrummet, som fiskene havde opholdt sig i området før akustik-mærkningen, kendtes ikke. Fiskenes normale bevægelsesmønster under gydevandringen, modsat bevægelsen i nærheden af kølevandet, var karakteriseret ved en hurtig lige og fremadrettet bevægelse. Denne adfærd var den samme, som blev fundet i kølevandsudledningsområdet årene før kraftværket blev taget i anvendelse (Johnsen 1977). Det tyder altså på, at kølevandsudledningen påvirker laksefiskene under gydevandringen til at tage et ophold i det varme kølevand af en kortere eller længere varighed.

Langford (1972) finder, at fisk (ingen arts angivelse) har tendens til at akkumuleres omkring kølevandsudledninger om vinteren, og at både antallet af fisk og artsdiversiten falder om sommeren.

Alabaster (1969) konkluderer, at man i estuarier, som modtager kølevand, ikke vil forvente nogen effekt på lakse- og havørredmigrationen. Dette bekræftes af undersøgelser i River Usk, hvor fangsten af laks har været konstant over en årrække indenfor en periode, hvor et kraftværk er taget i anvendelse (Swain 1957). Ved en tilsvarende undersøgelse af laksefiskeriet i River Severn i relation til kølevandsudledning fra et kraftværk, fandt Langford (1970) ingen nedgang i laksefiskeriet før og efter opførelsen af kraftværket. Dette indikerer, at fiskene ikke har haft migrationsproblemer, på trods af en temperaturstigning i floden på 5-9 °C foranlediget af kølevandet.

Nakatani 1969, undersøgte effekten af kølevandsudledningen fra atomkraftværket Hanford på en række fiskearter i Columbia River i en årrække på mere end 20 år. Blandt andet blev opgangen af gydefisk og smoltudtrækket undersøgt for regnbueørred, sockeye-laks (*Oncorhynchus nerka* (Walbaum)) og chinook-laks. Der blev ikke observeret nogen effekt af kølevandsudledningen på hverken opgangen af gydemodne fisk eller smoltudtrækket. Tids- og antalsmæssigt var opgangen den samme, som før der skete kølevandsudledning til floden.

C. Indirekte effekter

Den vigtigste indirekte effekt af en temperaturstigning er påvirkningen af iltforholdene. Iltkoncentrationen i vand falder generelt med stigende temperatur. Er der i forvejen dårlige iltforhold i et område, vil dette forhold forværres ved kølevandsudledning. Dette kan skabe problemer for fisk, som har ringe tolerance for lave iltspændinger, eksempelvis ørred.

Temperaturstigninger vil forøge omsætningshastigheden af organisk stof. Er et vandløb belastet af organisk materiale, f.eks. fra udledning fra rensningsanlæg, vil en temperaturstigning således forværre de i forvejen dårlige iltforhold i vandløbet, og dermed generelt forringe livsbetingelserne for fisk.

3. Effekt af ændringer i afstrømning

Det er generelt accepteret, at vandløbs afstrømningsforhold er central i forbindelse med laksefisks opstrømsmigration ved gydevandring, og, at ændringer i afstrømningen kan have en

negativ effekt på migrationen (Banks 1969, Alabaster 1970). Negative effekter er dog kun kendt fra vandløb med i forvejen meget ustabile vandføringsforhold, og i tilfælde hvor vandføringen nedsættes væsentligt i forhold til den oprindelige vandføring (Langford 1983).

Problemstilling omkring Fynsværket i relation til ål og ørred

De formodede problemer i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag og -udledning beror på følgende syv fysiske forhold:

1. Fynsværkets kølevandsindtag sker fra Odense Kanal og er på 16 - 32 m^3/sek (se Figur 2).

2. Stavids Å, som har en årlig middelvandføring på ca. 682 l/sek (Fyns Amt 1996b), udmunder i Odense Kanal (se Figur 2).

3. En del af kølevandsindtaget er afgitret med et 40 mm gitter.

4. Der sker en nettoindstrømning af saltvand fra Odense Fjord og ind i Odense Kanal som følge af kølevandsindtaget (se Figur 2).

5. Kølevandet, d.v.s. en blanding af ferskvand fra Stavids Å og saltvand fra Odense Kanal, pumpes over i Odense Gl. Kanal, hvor det tilløber Odense Å. I hovedparten af tiden formodes vandet fra Stavids Å at blive trukket gennem kølevandssystemet og udledt til Odense Gl. Kanal (se Figur 2).

6. Odense Å har udløb i Seden Strand. Den nedre del af Odense Å og et større område i Seden Strand er udsat for en temperaturstigning (termisk forurening), som følge af kølevandsudledningen. Temperaturstigningen i Odense Å som følge af kølevandsudledningen er på nuværende tidspunkt i gennemsnit 2 - 4 °C på årsplan, og der er observeret periodiske temperaturstigninger på mere end 8 °C, som har foranlediget temperaturer på over 32 °C i Odense Gl. Kanal og i den nedre del af Odense Å (Fyns Amt 1996b).

7. Iltkoncentrationen i kølevandsindtaget er om sommeren til tider lav som følge af en stor primærproduktion/respiration i Odense Kanal (Fyns Amt 1990b). Ved kølevandets passage gennem kraftværket sker der en uddrivning af 1-2 mg O_2/l, bl.a. som følge af opvarmning. Fyns Amt har i juli måned 1983 målt minimumsiltkoncentrationer på 3,1-3,5 mg O_2/l i Odense Gl. kanal (Fyns Amt 1990b). Den store kølevandsmængde sammenholdt med lav vandføring i Odense Å om sommeren bevirker, at iltkoncentrationen i Odense Å svarer nogenlunde til iltkoncentrationen i kølevandsudløbet (Fyns Amt 1990b).

De mulige konsekvenser af ovenstående for havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å kan sammenfattes ved følgende fire hypoteser:

ad 1. og 3. at ål og en stor del af smoltene fra Stavids Å omkommer i forbindelse med kølevandsindtaget, da de er istand til at passere gennem 40 mm gitteret, og at kun en lille del af smoltene når havet gennnem Odense Kanal.

ad 2., 4. og 5. at havørreder, som stammer fra Stavids Å, har vanskeligt ved at finde tilbage til Stavids Å på grund af den "indadgående" vandbevægelse i Odense Kanal, som medfører, at der kun i ringe grad trænger "duftstoffer" fra Stavids Å ud i Odense Fjord via Odense Kanal.

ad 4. og 5. at gydemodne havørreder, som stammer fra Stavids Å, fejlagtigt trækker op gennem Odense Å's nedre del og "fanges" i kølevandsudløbet i Odense Gl. Kanal, hvor de kan lugte vandet fra Stavids Å.

ad 6. og 7. at en temperaturovergang fra lavere til højere temperatur skulle virke som en termisk barriere for udtrækkende smolt fra Odense Å i foråret, og at temperaturstigningen påvirker sommer- og efterårsindtrækket af havørred til Odense Å i august - november i negativ retning. Dette kan skyldes en direkte effekt af temperaturstigningen (termisk barriere) således, at optrækket forsinkes eller udebliver, eller en indirekte effekt af dårlige iltforhold i området ved Seden Strand. Desuden kan der være problemer for optrækkende ålelarver. Ål er en varmtvandsfisk og har sin optimale væksttemperatur ved ca. 25 °C. Det er således tænkeligt, at ålelarver søger op i det varme vand i Odense Gl. Kanal, hvorved ålelarveopgangen til Odense Å reduceres.

Formål

Formålet med projektet er, at undersøge om Fynsværkets kølevandsindtag og -udledning har en negativ effekt på havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne. Altså at verificere eller forkaste ovenstående hypoteser om kølevandets betydning for havørredbestandene.

Til belysning af denne problemstilling blev der gennemført fem delundersøgelser i løbet af 1995 med den overordnede arbejdstitel "***Undersøgelse af vandrefiskenes passageproblemer i relation til Fynsværket***". De fem delundersøgelser omhandler følgende emner:

1. Undersøgelse af smoltudtrækket fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å.
2. Undersøgelse af fiskedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag.
3. Undersøgelse af vandringsmønsteret for gydemodne havørreder fra Odense Å og Stavids Å systemerne.
4. Undersøgelse af havørredopgangen til Odense Å, Lindved Å og Stavids Å.
5. Undersøgelse af havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å.

De vigtigste resultater og konklusioner fra delundersøgelserne sammenfattes og relateres til problemstillingen omkring Fynsværket. Dette sker i Del 6. Undersøgelserne er kort beskrevet i nedenstående afsnit.

Undersøgelser

Del 1. Del 1 beskrives i Kapitel 1. Del 1 omhandler smoltnedtrækket fra de tre åer. Smoltudtrækket fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å blev undersøgt i perioden 15. marts - 30. maj 1995. Der blev opsat en ruse til fangst af smolt i hver af de tre åer. Smoltnedtrækket blev kvantificeret ved fangst/genfangst-metoden.

Del 2. Del 2 beskrives i Kapitel 2. Del 2 omhandler fiskedødeligheden i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag. I perioderne 4. april - 30. maj 1995 og 1. september - 15. december 1995 blev Fynsværkets riste-rensere til de forskellige blokenheder jævnligt undersøgt for fisk, som var blevet suget ind med kølevandet.

Del 3. Del 3 beskrives i Kapitel 3. Del 3 belyser ved hjælp af akustiktelemetri gydemodne havørreders vandringsmønster fra henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet. I perioden 11. oktober - 22. november 1995 blev 20 havørreder fra Odense Å-systemet og 31 havørreder fra Stavids Å-systemet, i alt 51 fisk, telemetrimærket. Frekvensen af fejlvandringer fra de to å-systemer blev sammenholdt statistisk.

Del 4. Del 4 beskrives i Kapitel 4. Del 4 omhandler havørredgydeopgangen i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å. Havørredopgangen blev undersøgt i perioden 15. september 1995 - 12. december 1995. Følgende undersøgelser blev gennemført med henblik på at belyse havørredopgangen:

A. I alle tre åer blev der elektrofisket efter havørreder i perioden 26. september - 12 december 1995. Fangede havørreder blev mærket og havørredbestandene blev kvantificeret ved fangst/genfangst-metoden.
B. I Odense Gl. Kanal blev der i perioden 18. september - 4. december fisket med toggergarn for at undersøge, om havørreder fra Stavids Å blev "fanget" i kølevandet, hvor de kan lugte vandet fra Stavids Å. Desuden supplerede denne undersøgelse telemetri-undersøgelsen.
C. I nedre del af Odense Å blev der fisket med tre ørredruser i perioden 1. oktober - 7. december 1995. Dette skete dels for at supplere elektrofiskeriet, dels for at undersøge om havørrederne blev stående i den nederste del af Odense Å som følge af kølevandsudledningen.

Del 5. Del 5 findes som en selvstændig rapport "Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å" (Rasmussen & Koed, 1996). Fiskeridødeligheden blev undersøgt i perioden 4. april - 15. november 1995. Følgende undersøgelser blev gennemført med henblik på at kvantificere fiskeridødeligheden:

A. Forsøgsfiskeri med nedgarn.
B. Deltagelse ved røgtning af erhvervsfiskeres bundgarn.
C. Optællinger af nedgarn, bundgarn, pæleruser samt antallet af sportsfiskere - d.v.s. kystfiskere og stangfiskere i båd.
D. Spørgeskemaundersøgelse til bestemmelse af fangsten pr. fiskerienhed.

Del 6. Del 6 beskrives i Kapitel 5. I Del 6 sammenfattes de vigtigste resultater og konklusioner fra Del 1 - 5, og dette relateres til problemstillingen omkring Fynsværket.

Desuden stilles der forslag til foranstaltninger og tiltag til ophjælpning af havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne.

Problematikken omkring ålelarveopgangen til Odense Å og en e.v.t. ålelarvedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag er ikke belyst i nærværende undersøgelse. Dette beror først og fremmest i ressoursmæssige og praktiske forhold, som vanskeliggør en sådan undersøgelse.

De enkelte kapitler er opbygget således, at de kan læses og forstås enkeltvis og isoleret. Dette betyder, at der forekommer gentagelser fra kapitel til kapitel.

Baggrund

Havørredbestandens udvikling i Odense Å-systemet
Feddersen (1894) omtaler Odense Å indtil Ejby Mølle som ørredvand. Ifølge Larsen (1987) har der i perioden 1900 - 1960 ingen forlydender været om havørredopgang i Odense Å.

I 1967 blev der for første gang udarbejdet en ørrredudsætningsplan for de Fynske vandløb (Larsen 1967a, Larsen 1967b). Det var i den forbindelse Statsbiolog Knud Larsen beskrev Fyn som "landsdelen med de fine ørredvandløb - men blot uden ørreder".

I 1967 blev 39 stationer i Odense Å elektrobefisket. Dette fiskeri dannede grundlaget for udarbejdelsen af en udsætningsplan for Odense Å i 1969. Af de 39 befiskede stationer blev der kun fundet ørred på en station - nederst i Holmehavebæk (Larsen 1969).

Knud Larsen forklarede dengang manglen på ørreder i de Fynske vandløb ved fourening med ensilagesaft.

Udsætningsarbejdet i henhold til udsætningsplanen begyndte allerede i 1969. Ørredudsætningerne i Odense Å-systemet pr. år fordelte sig som følger (Larsen 1969):

39.000 stk. yngel.
36.000 ½-års fisk.
9.500 1-års fisk (ikke smolt).
14.000 1- og 2-års, (fisk 17 - 22 cm).

Senere er udsætningsplanen for Fyn og dermed Odense Å blevet revideret to gange, i 1985 (Christensen *et al.* 1985) og sidst i 1992 (Christensen & Jørgensen 1992).

I forhold til 1969 tallene er der idag sket en reduktion af yngeludsætningerne på ca. 29%. Udsætningerne af ½-årsfisk er forøget med ca. 6%, og udsætningen af 1-års fisk er reduceret med 51% (Larsen 1969, Christensen & Jørgensen 1992). Se iøvrigt Tabel 1-1 for yderligere oplysninger vedrørende udsætninger i Odense Å. Udsætningen af fisk >17 cm, er øget til ca. 39.000 fisk pr. år. Desuden foretages der mundingsudsætninger på ca. 20.000 smolt pr. år. Mundingsudsætning angiver udsætning af ørreder >15 cm, som er smoltificerede. Udsætningen sker nederst i vandløbet (oftest ved sidste vejbro før udmundingen) i marts-april måned. Disse fisk vil udvandre til havet umiddelbart efter udsætningen. En ankesag fra Fynsværket omkring udledningsmængden af kølevand, samt forestående at nærværende undersøgelse gjorde, at mundingsudsætningerne blev suspenderet i Odense Å i perioden 1989 - 1993, begge år inklusive. I 1994 blev der kun udsat 5.000 stk. mundingssmolt (pers. medd. Søren Larsen, Fyns Amt). Tabel 4-6 giver en oversigt over mundingsudsætninger foretaget i vandøb med udmunding i Odense Fjord i perioden 1989 - 1994.

I 1992 blev 67 stationer i Odense Å-systemet undersøgt for forekomst af ørred (Christensen & Jørgensen 1992). På 28 af stationerne blev der fundet selvreproducerende ørredbestande, på 24 stationer blev der fundet ørreder, og på 13 stationer blev der ikke fundet ørreder. Der er altså sket omfattende forbedringer af ørredbestandene i Odense Å siden 1967, hvor der, som tidligere nævnt, kun blev fundet ørreder nederst i Holmehave Bæk. Det er i denne forbindelse vigtigt at gøre sig klart, at de nuværende ørredbestande i Odense Å-systemet, og forøvrigt i langt størstedelen af de Fynske vandløb, ikke er oprindelige, men stammer fra udsætninger af ørreder fra jyske dambrug.

Odense Å-systemet har gennem tiderne været "plaget" af en del opstemninger, som har fungeret som spærring for havørreder og andre arter. Dette er der i flere tilfælde rådet bod på (f.eks. Ejby Mølle - 1992, Dalum Papirfabrik - 1994 og Lindved Å ved Blangstedgård - 1995). Andre steder er der stadig passageproblemer, f.eks. ved Brobyværk Vandmølle. Derudover findes der opstemninger i mange af Odense Å's tilløb, bl.a. i Lindved Å, Silke Å, Hågerup Å, Sallinge Å, Vittinge Å og Ulve Bæk. Tilsammen udgør de nævnte tilløb vigtige gyde- og opvækstområder for havørred i Odense Å-systemet (Christensen & Jørgensen 1992). Der kan i takt med, at spærringerne fjernes og havørreder får adgang til gydeområderne, forventes en øget selvreproduktion af havørredsmolt i Odense Å-systemet.

I efteråret 1972 blev der elektrofisket nedenfor den daværende opstemning ved Ejby Mølle. Der blev i alt fanget 567 havørreder ved denne befiskning (DSF 1993). Dette er et betegnende eksempel på, at havørreden har haft passageproblemer på grund af en spærring og har ophobet sig sig umiddelbart nedenfor denne. Tilsyneladende har en stor del af Odense Å's havørredbestand ophobet sig nedenfor Ejby Mølle og er blevet opfisket ved dette

elektrofiskeri.

Ønsker man at hjemtage havørreder til strygning og kunstig befrugtning, har opstemninger selvfølgelig den fordel, at fiskene ophobes umiddelbart nedenfor. Herved er de lette at fange ved f.eks. elektrofiskeri. Opstemninger og spærringer er derimod uhensigtsmæssige, hvis man ønsker en selvreproducerende havørredbestand i åsystemet opstrøms spærringen.

Havørredbestandens udvikling i Stavids Å-systemet
Udsætningsplanen for Stavids Å-systemet lå, som for de øvrige fynske vandløb, klar i 1967 (bortset fra Odense Å - se ovenfor). Det blev på daværende tidspunkt vurderet, at der var havørredopgang i Stavids Å, men næppe i årene 1965/66 (Larsen 1967). Det er uvist hvilke antagelser, som ligger til grund for denne vurdering.

Larsen (1987) meddeler, at der i perioden 1900 - 1960 er sket havørredopgang i Stavids Å's hovedløb indtil Morud Vandmølle, hvor fiskene standses af en opstemning. Desuden er der havørredopgang i tilløbene Ryds Å og Sværupmølle Å. Indtil 1930 var der opgang til Margårdsmølle Å, men den ophørte, da åen dette år blev reguleret. Opgangen i Tværskovmølle Å ophørte i 1950, uvist af hvilken årsag (Larsen 1987).

Der blev observeret selvreproducerende, men sparsomme, ørredbestande på mange af de undersøgte stationer i 1965/66. Der blev derfor udarbejdet et udsætningsforslag for Stavids Å-systemet (Larsen 1967):

24.500 stk. yngel
5.000 ½-års fisk
8.000 1-års fisk
1.500 2-års fisk

Senere er udsætningsplanen for Fyn og dermed Stavids Å blevet revideret to gange, i 1985 (Christensen *et al.* 1985) og sidst i 1992 (Christensen & Jørgensen 1992).

I forhold til 1967-tallene er der idag sket en forøgelse af yngeludsætningerne på 20%, hvorimod udsætningerne af ½-årsfisk og 1-års fisk er reduceret med henholdsvis 20% og 78% (Larsen 1967, Christensen & Jørgensen 1992). Se iøvrigt Tabel 1-1 for yderligere oplysninger vedrørende udsætninger i Stavids Å. Udsætningen af fisk >17 cm, hvori 2-års fisk er inkluderet, er øget til ca. 2.000 fisk pr. år.

Ligesom for Odense Å's vedkommende bevirkede en ankesag fra Fynsværket omkring udledningsmængden af kølevand samt forestående at nærværende undersøgelse, at mundingsudsætningerne blev suspenderet i Lindved Å i perioden 1989 - 1993, begge år inklusive. I 1994 blev der kun udsat 5.000 stk. mundingssmolt. Se iøvrigt Tabel 4-6 for en oversigt over mundingsudsætninger foretaget i Stavids Å.

Ifølge Fyns Amt var havørredopgangen i Stavids Å før 1992 ret begrænset (Christensen & Jørgensen 1992).

Havørredbestandens udvikling i øvrige tilløb til Odense Fjord
I vandløb med udmunding i Odense Fjord sker der, foruden Odense Å og Stavids Å, opgang i Lunde Å, Vejrup Å og Geels Å.

Udsætningsplanen for disse åer var, sammen med resten af den fynske udsætningsplan, klar i 1967 (Larsen 1967). Som tidligere nævnt er udsætningsplanen for de fynske vandløb blevet revideret to gange, i 1985 (Christensen *et al.* 1985) og sidst i 1992 (Christensen & Jørgensen 1992).

I Lunde Å skete der efter ca. 1950 ingen havørredopgang på grund af forurening (Larsen 1967, Larsen 1987). Larsen (1967) foreslog følgende ørredudsætning i Lunde Å:

1.500 ½-års fisk
1.000 2-års fisk

I 1994 blev der i Lunde Å udsat (internt FFI-notat): 880 ½-års fisk, 1.125 1-års fisk og 5.000 mundingsmolt.

I Vejrup Å har opgangen indtil i dag været ringe (Larsen 1967, Larsen 1987, Christensen & Jørgensen 1992).

I 1994 blev der i Vejrup Å udsat (internt FFI-notat): 2.250 1-års fisk og 5.000 mundingsmolt.

Larsen (1987) meddeler, at der i perioden 1900 - 1960 er sket havørredopgang i Geels Å, og Christensen & Jørgensen (1992) observerer selvreproduktion af ørred i åen og anbefaler, at der ikke udsættes yngel, ½-års- eller 1-års- fisk i åen. Larsen (1967) foreslog følgende ørredudsætning i Geels Å:

7.500 ½-års fisk
500 2-års fisk

I 1994 blev der i Geels Å udsat (internt FFI-notat): 5.000 mundingsmolt.

Generel havørredbiologi

Havørreder gyder i perioden oktober - februar, noget afhængig af vandtemperaturen. Hunfisken vælger et stryg med hurtig strøm og stenbund til gydeplads. Her graver hunnen en gydegrube ved at lægge sig på siden og slå kraftigt med halefinnen. Når hunnen er klar til gydning, stiller hun sig i bunden af gruben, hvorefter hannen indfinder sig. Mens æggene afgives i en lang stråle, afgiver hannen sæd, og de befrugtede æg lægger sig i bunden af gydegruben mellem de store sten. Efter at æggene er lagt, slår hunnen sten og grus hen over æggene med halen, så de dækkes til.

I april - maj, afhængig af vandtemperaturen, klækkes æggene. Efter et ophold på 1 - 5 år i ferskvand smoltificerer de unge ørreder og vandrer mod havet. På dette stadium kaldes ørrederne for smolt. Ved smoltificationen sker der en fysiologisk tilpasning til saltvand, og fiskene skifter farve fra en spraglet ungdragt til at være blank sølvskinnende. Under nedvandringen mod havet sker prægningen af smolten til vandløbet. Prægningen er det, der gør, at havørreden er i stand til at finde tilbage til gydepladsen i vandløbet, hvor den blev klækket eller udsat, når den efter 1½ til 5 år i havet første gang går op for at gyde. Evnen til at finde tilbage til vandløbet kaldes "homing".

Havørred vender, som nævnt, ligesom laks i stor udstrækning tilbage til lokaliteten i vandløbet, hvor klækning og opvæksten skete, og man har observeret, at havørred (samme individ) anvender samme gydeplads år efter år (Le Cren 1984). Heggberget *et al.* (1986)

finder, at der eksisterer lokalt adskilte laksepopulationer i Alta Elven. Dette betyder, at laksen er i stand til at "huske" lokaliteten i vandløbet, hvor opvæksten skete - dette kaldes "local homing". Mekanismerne bag denne evne kendes ikke i detaljer, men der er enighed om, at det er en kompleks proces, hvor fisken bruger både syn, lugtesans og magnetsensitivitet (Stabell 1984; Shearer 1992). Bertmar (1979) undersøgte synets og lugtesansens betydning for ørreds evne til homing. Han fandt at begge sanser var vigtige. Dog synes lugtesansen at være mest betydende, når ørreden finder tilbage til estuariet, mens synet er vigtigst, når fisken finder vej til og i selve vandløbet.

Havørreder fra Stavids Å forventes altså at søge op i Stavids Å for at gyde, ligesom havørreder fra Odense Å forventes at søge til Odense Å for at gyde. Dog kan der altid forventes strejfere, d.v.s. havørreder, som gyder i andre vandløb, end hvor de er klækket og opvokset. Carlin (1964) konstaterer, at homingmekanismerne hos ørred er mindre udviklede end hos laks. Berg & Berg (1989) fandt ved en undersøgelse i Vardnes i Norge en strejf-rate på 15,5% for havørreder opvokset i selve vandløbet. Der kan forventes en endnu højere strejf-rate for mundingsudsatte fisk, der ikke har samme prægning til vandløbet, som fisk opvokset i vandløbet (Bertmar 1979, Debowski & Bartel 1994).

Debowski & Bartel (1994) fandt, at strejf-raten for mundingsudsatte ørredsmolt fra små vandløb (2,25 - 14,6 m^3/sek.) var højere end strejf-raten for et stort vandløb (371 m^3/sek.). De mundingsudsatte smolt fra det store vandløb opholdte sig tilsyneladende længere tid i flodmundingen end smolt fra de små vandløb. Den højere strejf-rate fra de små vandløb tilskrives på denne baggrund dels dårligere prægning, dels at høj vandføring tiltrækker opvandrende havørreder. Berg & Berg (1987) fremsætter en hypotese omkring de selektive fordele ved strejfning: Ørreder fra vandløb med ustabile miljøforhold, f.eks. vandløb som udtørrer eller har meget lav vandføring i opgangsperioden, vil i kraft af højere formeringssucces have en tilpasningsmæssig fordel af at strejfe og gyde i et andet vandløb.

1 Smoltudtrækket fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å

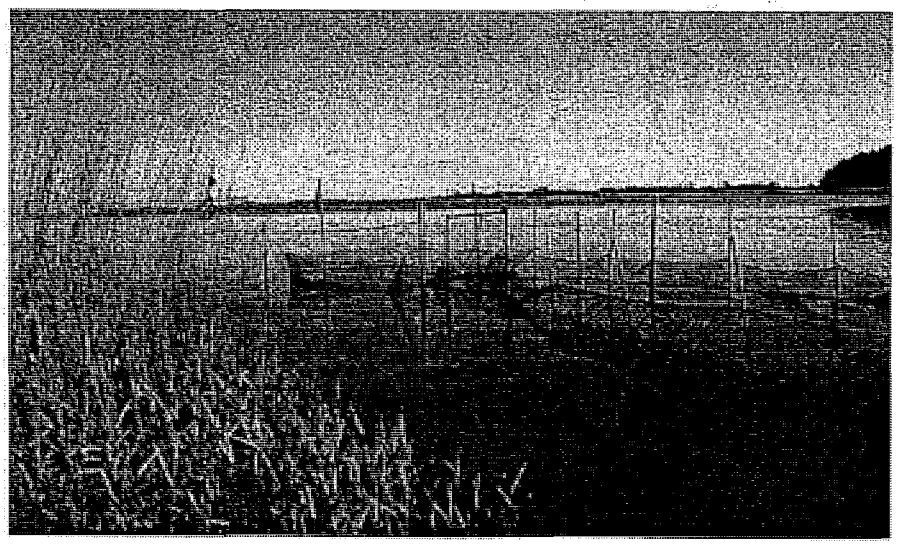
1.1 Indledning

Nærværende undersøgelse er en del af en mere omfattende undersøgelse, hvis formål er, at klarlægge evt. problemer for havørred og ål i forbindelse med deres passage af Fynsværkets kølevandsindtag og -udledning. For en nærmere beskrivelse af denne problemstilling henvises til afsnittet "*Problemstilling omkring Fynsværket i relation til fiskebestandene*" forrest i denne rapport.

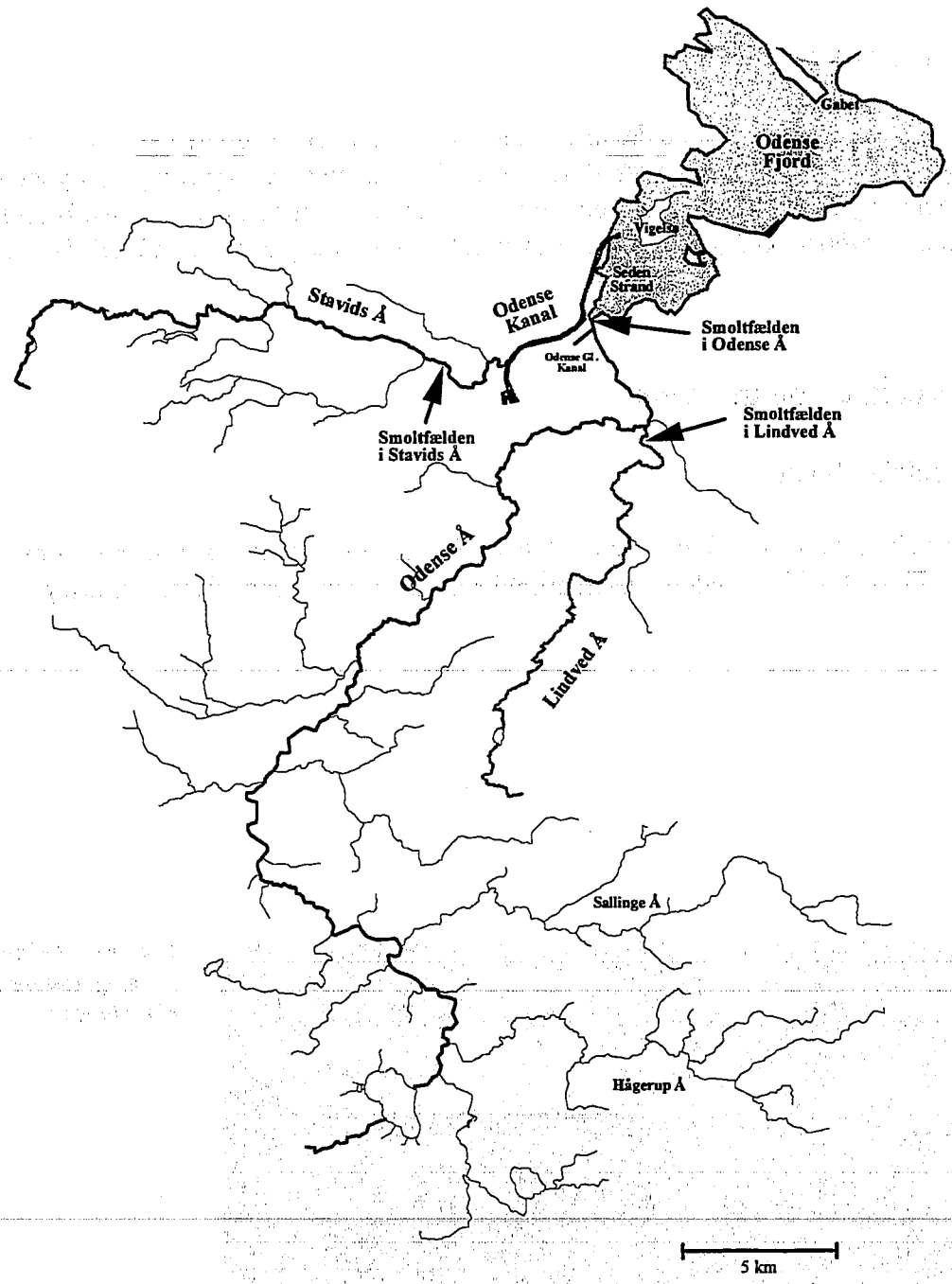
1.2 Materialer og metoder

1.2.1 Smoltfælderne

Der blev etableret én smoltfælde i hver af de tre åer. Alle fælderne var udformet som armruser. Figur 1-1 viser undersøgelsesområdet og fældernes geografiske placering.



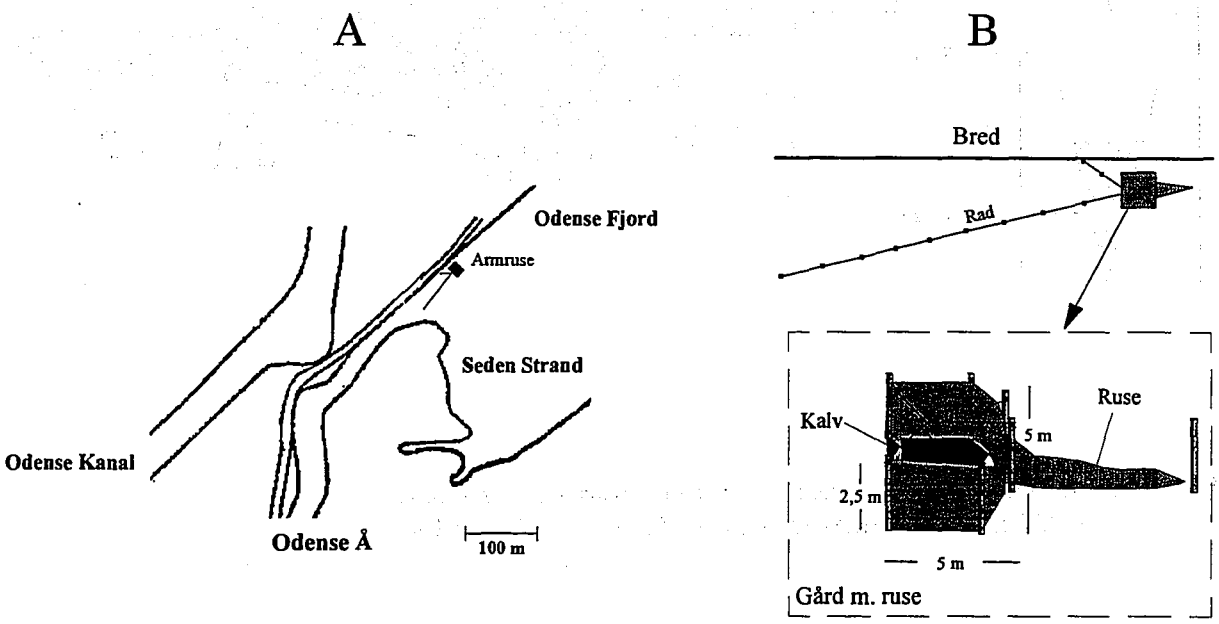
Armrusen i Odense Å's munding. Rusens gård ses midt i billedet.



Figur 1-1. Odense Å og Stavids Å systemerne. Pilene indikerer de tre smoltfælders placering.

Odense Å

Armrusen i Odense Å var opstillet i udløbet ved Odense Fjord (Figur 1-2). Den havde to rader på henholdsvis 60 m og 7 m, hvor den længste rad stod ude i åen, og den korte havde kontakt til vestlige bred. I raderne blev benyttet garn med 18 mm halvmasker (længden af en halvmaske måles fra knude til knude). Armrusens fangsthovedet bestod af en 5 m x 5 m gård med bund i 10 mm halvmaske. I enden af gården var monteret en tragt med ruse i 8 mm halvmaske. Rusen havde to kalve og seks bøjler med en første bøjlediameter på 70 cm. Åbningen ind til gården - kalven - havde en størrelse på 1,5 m i højden og 0,5 m i bredden og gik skråt op fra bunden. Raderne var blybelastede i bunden og blev fastgjort på indersiden af pælene.



Figur 1-2. A: Armrusens placering i Odense Å's udløb. B: Skitse af armrusens udformning.

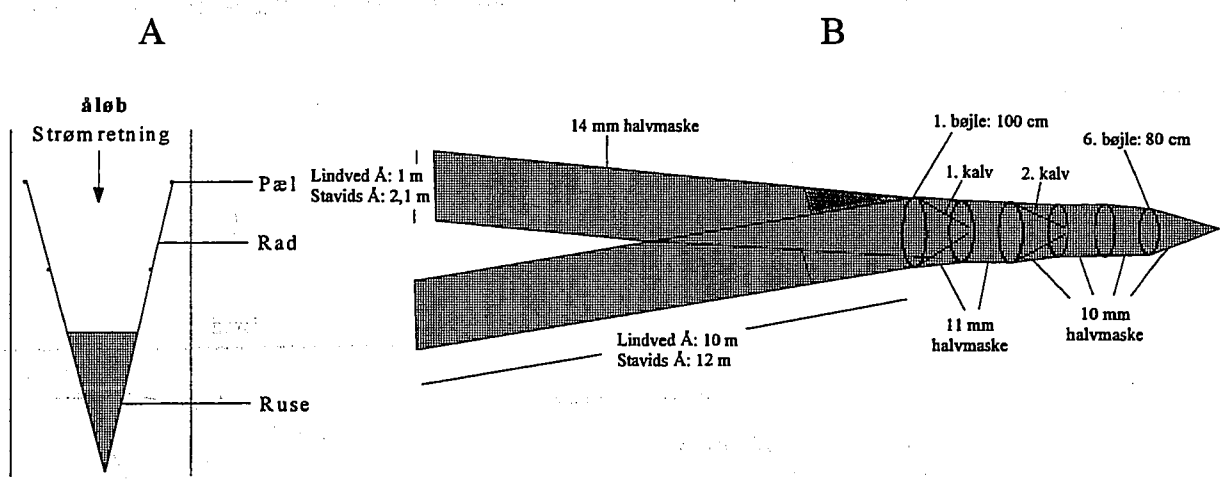
Lindved Å

Armrusen i Lindved Å var placeret ved Asfaltfabrikken ca. 400 m nedstrøms Nyborgvej og ca. 800 m fra Lindved Å's udløb i Odense Å. Den havde to rader på hver ca. 6 m. Raderne var 1 m høje og der blev benyttet garn med 14 mm halvmasker. Armene var monteret på en tragt med ruse. Rusen havde to kalve og seks bøjler med første bøjlediameter på 100 cm. Mellem første bøjle og tredje bøjle anvendtes 11 mm halvmaske, i resten af rusen 10 mm halvmasker (Figur 1-3). Raderne var blybelastede i bunden (1,5 kg/m) og fæstnet til pæle slået i bunden af åen.

Stavids Å

Armrusen i Stavids Å var placeret ca. 500 m nedstrøms Jernalderlandsbyen og ca. 5 km fra

Stavids Å's udløb i Odense Kanal. Den havde to rader på hver ca. 10 m. Raderne var 2,1 m høje med 14 mm halvmasker. Armene var monteret på en tragt med ruse. Rusen havde to kalve og seks bøjler med første bøjlediameter på 100 cm. Mellem første bøjle og tredje bøjle anvendtes 11 mm halvmaske, i resten af rusen 10 mm halvmasker (Figur 1-3). Raderne var blybelastede i bunden (1,5 kg/m) og fæstnet til pæle slået ned i bunden af åen.



Figur 1-3. A: Armrusernes placering set fra oven i Stavids Å og Lindved Å.
B: Skitse af armrusernes udformning i Stavids Å og Lindved Å.

1.2.2 Undersøgelsesprocedure

Odense Å
I perioden 6. - 9. marts blev en armruse til smoltfangst opsat i mundingen af Odense Å.

I perioden 29. marts - 28. maj fiskede rusen alle ugens syv dage. Fælden blev røgtet 1-2 gange dagligt mellem kl. 07:00 og kl. 18:00.

Vandtemperaturen blev målt kontinuertligt med en datalogger placeret ved rusen. Den daglige vandføring blev målt ved station 8,45 km (umiddelbart nedstrøms Ejby Mølle).

Lindved Å
Den 23. marts blev en armruse til smoltfangst opsat i Lindved Å ved Asfaltfabrikken (ca. 400 m nedstrøms Nyborgvej bro).

I perioden 30. marts - 29. maj fiskede rusen alle ugens syv dage. Fælden blev røgtet 1-2 gange dagligt mellem kl. 07:00 og kl. 18:00.

Vandtemperaturen blev målt kontinuertligt med en datalogger placeret ca. 50 m opstrøms fælden. Den daglige vandføring blev målt ved station 8,25 km (8,25 km opstrøms Lindved Å's udløb i Odense Å).

Stavids Å
Den 14. marts blev en armruse til smoltfangst opsat ca. 500 m nedstrøms Jernalderlandsbyen.

I perioden 21. marts - 30. maj fiskede rusen alle ugens 7 dage. Fælden blev røgtet 1-2 gange dagligt mellem kl. 07:00 og kl. 18:00.

Vandtemperaturen blev målt kontinuertligt med en datalogger placeret ved fælden. Den daglige vandføring blev målt ved station 1,25 km (1,25 km opstrøms Stavids Å's udløb i Odense Kanal).

1.2.3 Udsætninger

For at vurdere smoltdødeligheden på forskellige strækninger i åerne, blev der ialt udsat 16.000 smolt i åerne i forbindelse med undersøgelsen. Forholdet mellem antallet af udvandrende smolt mellem to stationer vil være et udtryk for smoltdødeligheden på åstrækningen mellem de to stationer. Alle smolt blev før udsætningen panjetfarve-mærket og finneklippet for genkendelse ved senere fangst. Der blev udsat smolt på mindst to forskellige stationer i hver å.

Odense Å
I perioden 20. - 22. marts blev der udsat 5.000 stk. 2-års ørredsmolt (gennemsnitslængde 27,5 cm) i Odense Å's hovedløb. Smoltene blev fordelt på tre stationer i åløbet (Tabel 1-3). Desuden blev der d. 4. maj udsat 4.000 stk. 1-års ørredsmolt med en gennemsnitslængde på 21 cm fordelt på to stationer. I hver udsætning blev benyttet en specifik panjetfarve- og finneklipkode. Det estimerede antal udtrækkende smolt fra de respektive stationer fremgår af Tabel 1-3.

Lindved Å
Den 29. marts blev der udsat 2.000 stk. 2-års ørredsmolt (gennemsnitslængde på 27,5 cm) i Lindved Å. Smoltene blev fordelt på to stationer i åløbet (Tabel 1-4). I hver udsætning blev benyttet en specifik panjetfarve- og finneklipkode. Det estimerede antal udtrækkende smolt fra de respektive stationer fremgår af Tabel 1-4.

Stavids Å
I perioden 20. - 29. marts blev der udsat 5.000 stk. 2-års ørredsmolt (gennemsnitslængde på 27,5 cm) i Stavids Å. Smoltene blev fordelt på tre stationer i åløbet (Tabel 1-5). I hver udsætning blev benyttet en specifik panjetfarve- og finneklipkode. Det estimerede antal udtrækkende smolt fra de respektive stationer fremgår af Tabel 1-5.

1.2.4 Behandling af fangsten

Rusefangsten blev artsbestemt og totallængden målt. Blanke ørredungfisk mellem 7 og 35 cm blev regnet for smolt. Smoltene blev undersøgt for panjetfarvetatovering og finneklipninger.

Umærkede ørredsmolt blev kategoriseret som vilde smolt. Gruppen vilde ørredsmolt indeholder naturligt produceret smolt samt smolt, som stammer fra udsætning af henholdsvis yngel, ½-års og 1-års ørreder.

Odense Å
For at kunne beregne fældernes effektivitet, blev fangede smolt til og med d. 4. maj panjetmærket og genudsat ved Kertemindebroen ca. 1,5 km opstrøms fælden. Smolt i dårlig kondition blev udsat direkte i fjorden. Genfangede smolt med mærkekode blev registreret, panjetmærket og sejlet ca. 2 km ud i fjorden. Efter d. 4. maj blev alle fangede smolt udsat direkte i fjorden.

Lindved Å
For at kunne beregne fældernes effektivitet blev fangede smolt til og med d. 18. maj panjetmærket og genudsat ved Nyborgvej bro ca. 500 m opstrøms fælden. Smolt i dårlig kondition blev udsat nedenfor fælden. Genfangede smolt med mærkekode blev registreret, panjetmærket og udsat nedenfor fælden. Efter d. 18. maj blev alle fangede smolt udsat nedenfor fælden.

Stavids Å
For at kunne beregne fældernes effektivitet blev fangede smolt til og med d. 26. maj panjetmærket og genudsat ved nordligste træbro ved Jernalderlandsbyen ca. 300 m opstrøms fælden. Smolt i dårlig kondition blev udsat i Odense Kanal. Genfangede smolt med mærkekode blev registreret, panjetmærket og udsat nedenfor fælden. Efter d. 26. maj blev alle fangede smolt udsat nedenfor fælden.

1.2.5. Beregninger

Ud fra forholdet mellem mærkede og umærkede fisk i fangsten kan det samlede smoltudtræk beregnes (Ricker 1975):

$$N = \frac{(M+1)(C+1)}{(R+1)}$$

hvor N = det estimerede smoltudtræk
M = antal mærkede smolt totalt
C = antal fangede smolt
R = antal mærkede smolt i fangsten

Variansen på smoltestimatet kan udregnes som angivet i Ricker (1975).

Udtrækket af udsatte 2-års smolt er udregnet på grundlag af fældeeffektiviteten for vilde smolt.

Fældens effektivitet (P) kan beregnes som:

$$P = \frac{C}{N}$$

Variansen på P, Var(P), kan udregnes som:

$$Var(P) = \frac{R(C-R)}{M^2 * C}$$

Den *forventede* ørredsmoltudvandring fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å kan beregnes ud fra den naturlige ørredproduktion af ½-års vilde ørreder og udsætningen af yngel, ½-års og 1-års ørreder. Tabel 1-1 giver det forventede smoltudbytte på baggrund af udsætningsplanen for Odense Å, Lindved Å og Stavids Å 1992 (internt FFI-notat 1992). Populationsstørrelsen af vilde ørreder estimeres om efteråret.

Den *potentielle* ørredsmoltudvandring fra et vandløb beregnes udfra vandløbets areal på strækningen hvor vandløbet er under 6,5 m bredt (7,5 smolt per 100 m^2), og er således en teoretisk størrelse. Vandløbsmorforlogien, og dermed vandløbenes egnethed som gyde og opvækst område for havørreder, varierer kraftigt mellem de enkelte vandløb. Den potentielle ørredsmoltudvandring skal således opfattes som en generel retningslinie for kapaciteten af et vandløb. I stort set alle danske vandløb foretages der mundingsudsætninger af etårs-ørredsmolt. Størrelsen af mundingsudsætningen bestemmes ved *differencen* mellem den *forventede* smoltudvandring og den *potentielle* smoltudvandring. Mundingsudsætningerne i de tre åer er dog gennem en årrækket blevet suspenderet bl.a. på grund af Fynsværk-sagen (Pers. medd. Søren Larsen, Fyns Amt). I 1994 blev der dog mundingsudsat 5.000 stk. smolt i hver af de tre undersøgte åer.

Fra og med 1993 er der ikke udsat yngel, ½-års og 1-års ørreder i Lindved Å, da det skønnedes, at størrelsen af den naturlige yngelproduktion tilsvarede det forventede smoltudbytte (internt FFI-notat).

Tabel 1-1. Forventet og potentiel størrelse af ørredsmoltudvandringen. Der er ikke foretaget udsætninger i Lindved Å fra og med 1993.

Vandløb		½-års vilde	yngel udsatte	½-års udsatte	1-års udsatte
	Forventet smoltudbytte i %	10	2,5	10	25
	Populationsstørrelse	6.853	7.000	2.000	800
Lindved Å	Forventet absolut	685	175	200	200
	Σ *Forventet absolut smoltudbytte*		*1.260*		
	Potentielt smoltudbytte		*3.514*[1]		
	Populationsstørrelse	26.402	27.800	38.200	4.600
Odense Å-systemet	Forventet absolut	2.640	695	3.820	1.150
inkl. Lindved Å	Σ *Forventet absolut smoltudbytte*		*8.305*		
	Potentielt smoltudbytte		*28.252*[1]		
	Populationsstørrelse	16.766	29.500	4.000	1.800
Stavids Å-systemet	Forventet absolut	1.677	738	400	450
	Σ *Forventet absolut smoltudbytte*		*3.265*		
	Potentielt smoltudbytte		*9.311*[1]		

[1] I perioden 1989 - 1994 er der kun sket mundingsudsætninger i 1994. Her blev udsat 5.000 smolt i hver af de tre åer.

1.2.6 Statistiske metoder

Spearman Rank-korrelationskoefficienten mellem den daglige smoltudvandring og henholdsvis vandtemperaturen og vandføringen blev bestemt (Sokal & Rolfe 1995).

1.3 Resultater

1.3.1 Fangst

Længdefordelingen af den totale fangst af ørredsmolt i fælderne er vist i figurerne 1-4, 1-5 og 1-6 for henholdsvis Odense Å, Lindved Å og Stavids Å. Der er i ingen af de tre åer synlig forskel i gennemsnitslængden mellem genfangede og førstegangsfangede smolt.

I Odense Å var ørredsmoltenes gennemsnitslængde for førstegangsfangede og genfangede smolt henholdsvis 18,7±3,8 cm og 18,3±1,4 cm.

I Lindved Å var ørredsmoltenes gennemsnitslængde for førstegangsfangede og genfangede smolt henholdsvis 19,0±3,7 cm og 17,8±2,1 cm.

I Stavids Å var ørredsmoltenes gennemsnitslængde for førstegangsfangede og genfangede smolt henholdsvis 18,3±2,8 cm og 18,0±2,3 cm.

De daglige fangster af ørredsmolt sammenholdt med minimums-, maksimumstemperatur og vandføring i de 3 åer, fremgår af figurerne 1-7, 1-8 og 1-9. Ved temperaturer over ca. 6 °C induceres udtrækket af vilde ørredsmolt.

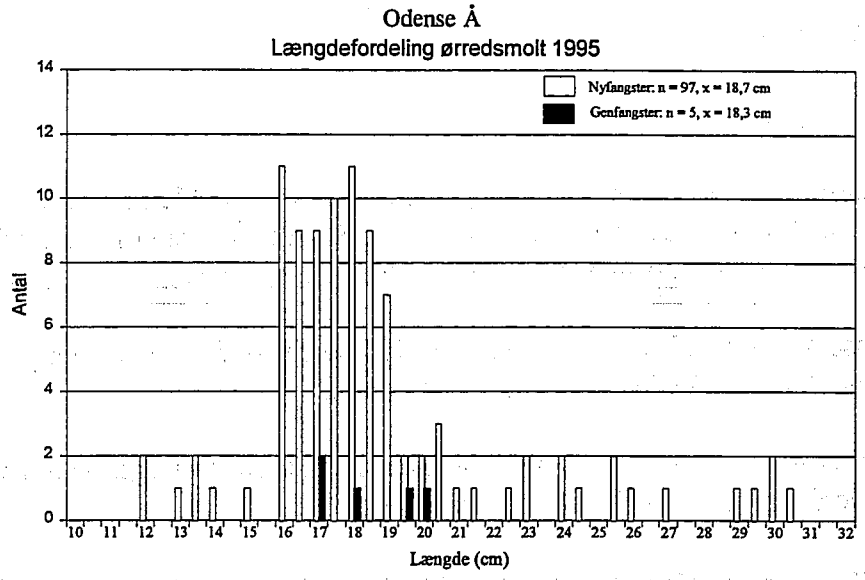
Spearman Rank-korrelationskoefficienter (r_s) mellem daglige smoltfangster og vandtemperaturen er i alle tilfælde positiv og ligger mellem 0,12 og 0,43 for de tre åer (Tabel 1-2). Sammenhængen var kun statistisk signifikant for Stavids Å.

Der er for alle åers vedkommende negativ korrelationen mellem smoltudtræk og vandføringen, og r_s ligger mellem -0,3 og -0,08 (Tabel 1-2). Sammenhængen var kun statistisk signifikant for Stavids Å.

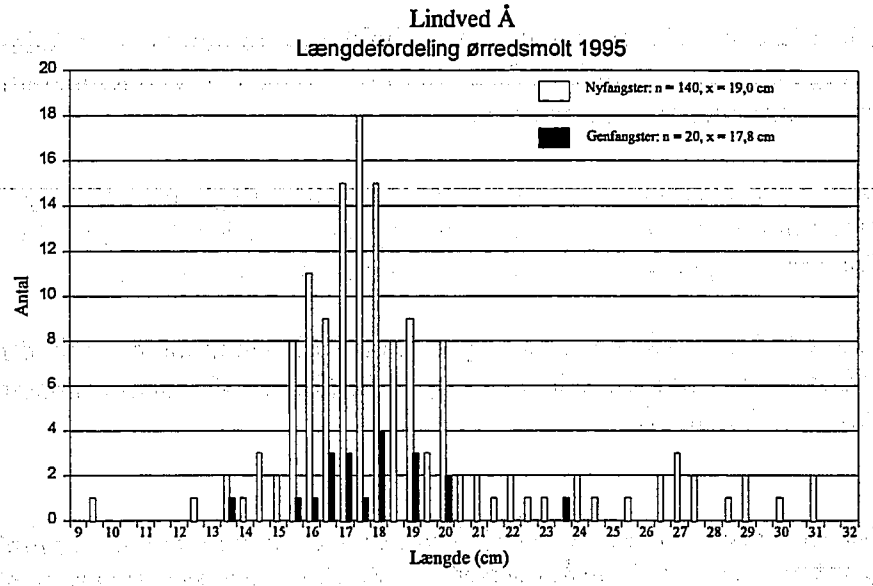
Tabel 1-2. Spearman Rank-koefficenter (r_s) mellem smoltudtrækket pr. dag og henholdsvis vandføringen og temperaturen var for Odense Å. Lindved Å og Stavids Å (p er angivet i parentes).

	Odense Å		Lindved Å		Stavids Å	
	Temperatur	vandføring	Temperatur	vandføring	Temperatur	vandføring
Smoltudtræk	0,12 (0,127)	-0,28 (0,50)	0,27 (0,168)	-0,08 (0,67)	0,43 (0,001)	-0,30 (0,023)

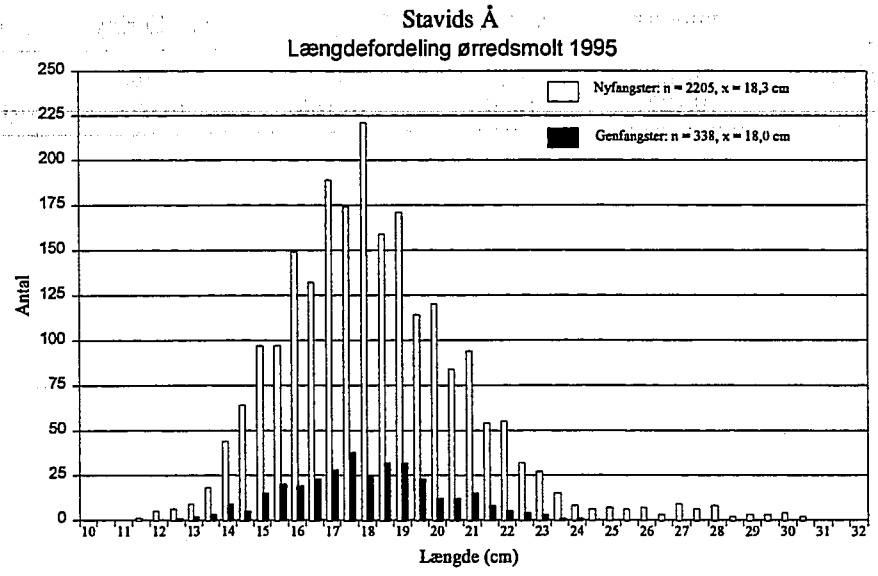
Figur 1-4.
Længdefordeling af ny- og genfangede ørredsmolt i Odense Å, foråret 1995.



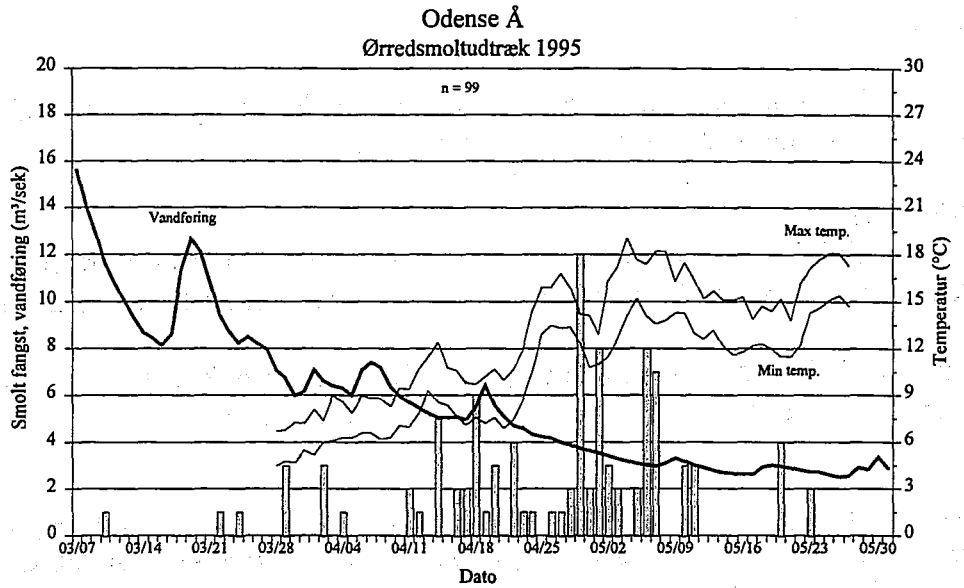
Figur 1-5.
Længdefordeling af ny- og genfangede ørredsmolt i Lindved Å, foråret 1995.



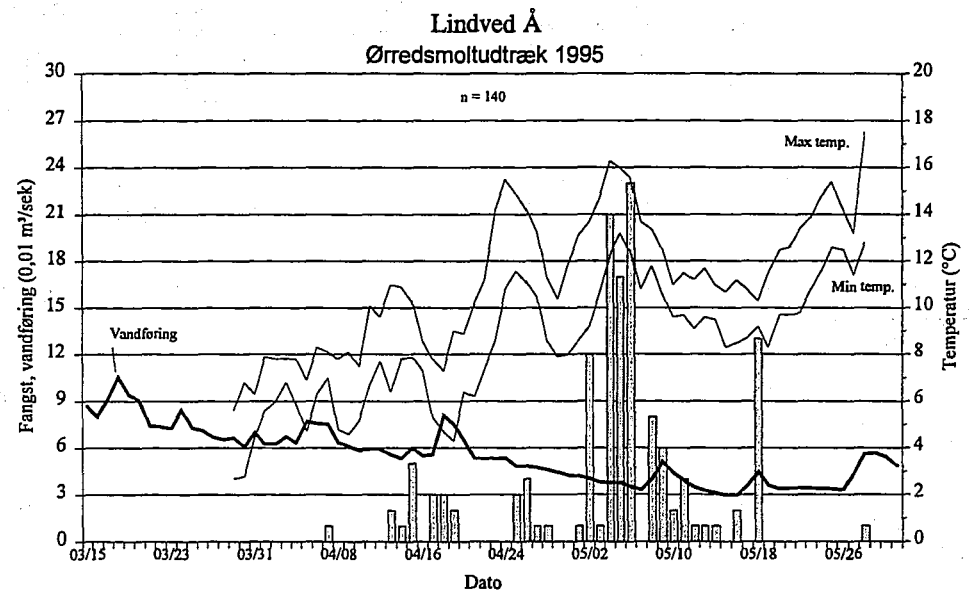
Figur 1-6.
Længdefordeling af ny- og genfangede ørredsmolt i Stavids Å, foråret 1995.



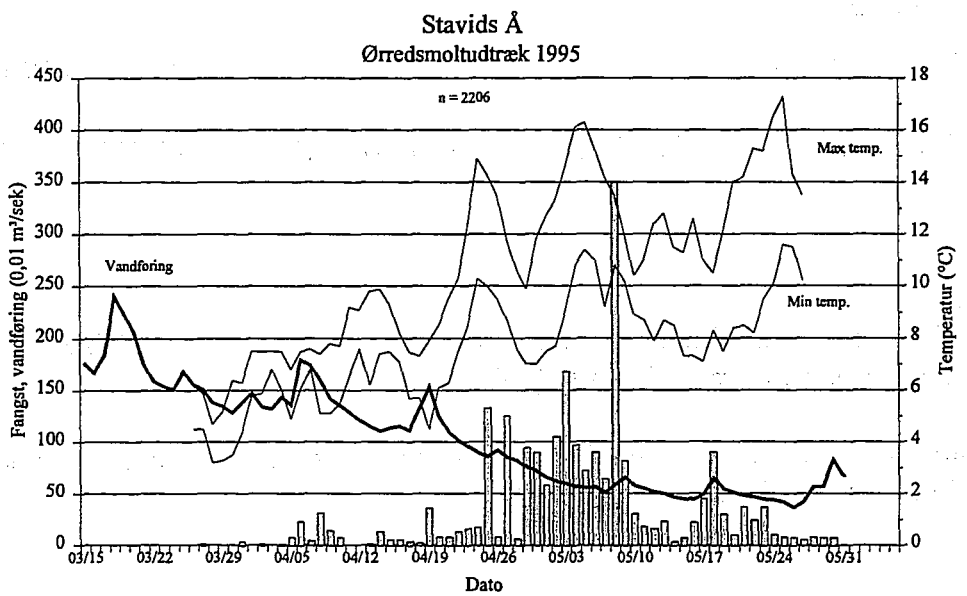
Figur 1-7.
Daglige fangster af ørredsmolt i Odense Å sammenholdt med min/max-vandtemperatur, foråret 1995.



Figur 1-8.
Daglige fangster af ørredsmolt i Lindved Å sammenholdt med min/max vandtemperatur, foråret 1995.



Figur 1-9.
Daglige fangster af ørredsmolt i Stavids Å sammenholdt med min/max vandtemperatur, foråret 1995.



1.3.2 smoltudvandring

Tabel 1-3, 1-4 og 1-5 viser fældefangsterne for ørredsmolt og det estimerede smoltudtræk i henholdsvis Odense Å, Lindved Å og Stavids Å.

Odense Å

Fældeeffektiviteten i Odense Å var på 6,5% for vilde ørredsmolt. Vildsmoltudtrækket fra Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) er estimeret til 1.533 stk. (Tabel 1-3).

Udtrækket af udsatte 2-års smolt er, på grundlag af fældeeffektiviteten for vildsmolt, estimeret til 169 stk., svarende til 3,4% af det totale antal udsatte fisk.

Tabel 1-3. Estimeret smoltudtræk fra Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å), foråret 1995. Vildsmoltudtrækket er estimeret ved fangst-genfangstmetoden (Ricker 1975). Alle andre estimater er baseret på fældeeffektiviteten for vildsmolt. (forventede smoltudtræk = 8.305, Tabel 1-1).

Type	Antal udsatte 2-års smolt	Antal fangster (C)	Antal mærkede (M)	Antal genfangster (R)	Bestandsestimat udtrækkende smolt 95% konf. i parentes (N)	Antal udtrækkende smolt i forhold til antal udsatte (%). 95% konf. i parentes	Fælde effektivitet (P) (Udregnet på grundlg. af Ricker 1975) 95% konf. i parentes
Vilde	-	99	91	5	1.533 (724 - 3.538)	-	0,065 (0,030 - 0,100)
Grp. 1 Udsat v. Åsum vej	1.600	10	-	-	154 (101 - 333)	9,6 (6,3 - 20,8)	-
Grp. 2 Udsat v. Brobyværk	1.700	0	-	-	0	0	-
Grp. 3 Udsat v. Bellingbro	1.700	1	-	-	15 (10 - 33)	0,9 (0,6 - 1,9)	-
Grp. 12 (Em.) Udsat v. Kertemindebro	2.000*	8	-	-	124 (81 - 266)	6.2 (4,1 - 13,3)	-
Grp. 13 (Em.) Udsat v. Åsumbroen	2.000*	6	-	-	93 (61 - 200)	4,7 (3,1 - 10,0)	-

Em. - betegner udsatte fisk fra Elsesminde. * Alle fisk fra Elsesminde var 1-års smolt.

Lindved Å

Fældeeffektiviteten i Lindved Å var på 15,9% for vilde ørredsmolt. Vildsmoltudtrækket i Lindved Å er estimeret til 880 stk. (Tabel 1-4).

Udtrækket af udsatte 2-års smolt er, på grundlag af fældeeffektiviteten for vildsmolt, estimeret til 76 stk., svarende til 3,8% af det totale antal udsatte fisk.

Tabel 1-4. Estimeret smoltudtræk fra Lindved Å, foråret 1995. Vildsmoltudtrækket er estimeret ved fangst-genfangstmetoden (Ricker 1975). Alle andre estimater er baseret på fældeeffektiviteten for vildsmolt. (forventede smoltudtræk = 1.260, Tabel 1-1).

Type	Antal udsatte 2-års smolt	Antal fangster (C)	Antal mærkede (M)	Antal genfangster (R)	Bestandsestimat udtrækkende smolt (N) (Ricker 1975) 95% konf. i parentes	Antal udtrækkende smolt i forhold til antal udsatte (%). 95% konf. i parents	Fælde effektivitet (P) (Udregnet pgrl. Ricker 1975) 95% konf. i parents
Vilde	-	140	130	20	880 (581 - 1.399)	-	0,159 (0,125 - 0,194)
Grp. 5 Spangbro v. Nr.Lyndelse	1.000	2	-	-	13 (10 - 16)	1,3 (1,0 - 1,6)	-
Grp. 6 Holluf	1.000	10	-	-	63 (52 - 80)	6,3 (5,2 - 8,0)	-

Stavids Å

Fældeeffektiviteten i Stavids Å var på 35,3% for vilde ørredsmolt. Vildsmoltudtrækket i Stavids Å er estimeret til 6.254 stk. (Tabel 1-5).

Udtrækket af udsatte 2-års smolt er, på grundlag af fældeeffektiviteten for vildsmolt, estimeret til 466 stk., svarende til 9,3% af det totale antal udsatte fisk.

Tabel 1-5. Estimeret smoltudtræk fra Stavids Å, foråret 1995. Vildsmoltudtrækket er estimeret ved fangst-genfangstmetoden (Ricker 1975). Alle andre estimater er baseret på fældeeffektiviteten for vildsmolt. (forventede smoltudtræk = 3.265, Tabel 1-1).

Type	Antal udsatte 2-års smolt	Antal fangster (C)	Antal mærkede (M)	Antal genfangster (R)	Bestandsestimat udtrækkende smolt. 95% Konf. i parentes (N)	Antal udtrækkende smolt i forhold til antal udsatte (%). 95% konf. i parentes	Fælde effektivitet (P) (Udregnet på grundlg af Ricker 1975) 95% konf. i parentes
Vilde	-	2.206	960	338	6.256 (5.626 - 6.957)	-	0,353 (0,318-0,387)
Grp. 8 Frostensbro Ø. for Morud	1.700	65	-	-	184 (168 - 204)	10,8 (9,9 - 12,0)	-
Grp. 9 Stavidsbro m. Gl.Korup og Korup	1.700	24	-	-	68 (62 - 75)	4,0 (3,6 - 4,4)	-
Grp. 10 Jernalderbyen	1.600	58	-	-	164 (150 - 182)	10,3 (9,4 - 11,4)	-

1.4 Diskussion

1.4.1 Vandføring og vandtemperatur

Spearman Rank-korrelationskoefficienter (r_s) mellem det daglige smoltudtræk og vandføringen viste, at der for alle tre åer er en ringe negativ korrelation mellem vandføring og dagligt smoltudtræk. Korrelationen var kun statistisk signifikant for Stavids Å, hvor der samtidig var den højeste korrelation ($r_s = -0{,}30$, $p = 0{,}023$).

Når vandtemperaturen overstiger ca. 6 °C starter hovedudtrækket. Faldende temperaturer kan herefter stoppe/nedsætte udtrækket, mens stigende temperatur atter sætter udtrækket i gang.

Der ses en beskeden positiv-korrelation mellem den daglige smoltudvandring og vandtemperaturen. Korrelationen var størst for Stavids Å ($r_s = 0{,}43$, $p = 0{,}001$).

I Danmark er det i flere tilfælde observeret, at initieringen af smoltudtrækket og det daglige ørredsmoltudtræk er afhængig af temperaturen og vandføringen (Rasmussen 1986; Dieperink 1988; Carl & Larsen 1994, Nielsen 1996). Temperaturen var i alle eksempler den vigtigste faktor. Ved en undersøgelse af smoltudtrækket i Skjern Å 1994 observeredes således en effekt af vandtemperaturen, men ingen korrelation mellem vandføringen og det daglige smoltudtræk (Koed 1995). Ringkjøbing Amtskommune (1992) observerede, foruden en sammenhæng mellem vandføringen og smoltudtrækket, ligeledes et temperaturafhængigt smoltudtræk i Skjern Å.

Koed (1995) foreslår, at vandføringen kun har en effekt på smoltudvandringen ved markante stigninger i vandføringen. Er dette tilfældet, har vandføringen ikke kunnet manifestere sig som en betydende faktor for smoltudtrækket i nærværende undersøgelse, da der var konstant faldende vandføring i de tre undersøgte åer gennem hele smoltudtræksperioden.

Armrusen i Lindved Å set i nedstrømsretning.

1.4.2 Længdefordeling

Gennemsnitssmoltlængden for de tre åer blev bestemt til henholdsvis 18,7±3,8 (S.D) cm i Odense Å, 19,0±3,7 (S.D) cm i Lindved Å og 18,3±2,8 (S.D) cm i Stavids Å. Der var ingen væsentlig forskel i gennemsnitslængden mellem førstegangsfangede og genfangede smolt.

Gennemsnitssmoltlængden for de tre åer afviger væsentligt fra andre danske undersøgelser (Tabel 1-6).

Tabel 1-6. Gennemsnitslængde (totallængde) af ørredsmolt fundet ved danske undersøgelser.

Vandløb og år	MSL (cm)	Reference
Gudenåen, 1984	16,2	Nielsen 1984
Tved Å, 1987	17,2	Dieperink 1986
Bygholm Å, 1992	16,3	Carl & Larsen 1994
Skjern Å, 1994	17,5	Koed 1995
Stokkebækken, 1995	16,2	Nielsen 1996
Gennemsnit	*16,7*	*Ovenstående*
Odense Å, 1995	18,7	Foreliggende undersøgelse
Lindved Å, 1995	19,0	Foreliggende undersøgelse
Stavids Å, 1995	18,3	Foreliggende undersøgelse
Gennemsnit	*18,7*	*Foreliggende undersøgelse*

Årsagen til at den gennemsnitlige smoltlængde er ca. 2 cm større end gennemsnittet fundet ved andre danske undersøgelser, kendes ikke.

En sandsynlig forklaring er dog, at ørredbestandene i Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet i høj grad er baseret på udsætning af dambrugsfisk (se afsnittet "Baggrund). Traditionelt har man i dambrug selekteret på hurtig vækst (Berg & Jørgensen 1991). Hansen & Glüsing (1995) finder således ved en undersøgelse i Møllebækken (tilløb til Gudenåen), at dambrugsørreder har en ca. 1,5-gange højere vækstrate end vildørreder. Dette er altså en mulig forklaring på, at den gennemsnitlige smoltlængde i nærværende undersøgelse er større end gennemsnittet, fundet ved andre danske undersøgelser, som primært er sket i jyske vandløb, hvor ørredbestandene kun i mindre grad er blevet suppleret med dambrugsfisk.

Smoltenes aldersfordeling og vækst er ikke undersøgt i foreliggende undersøgelse, men Nielsens (1996) antagelse om at væksten er højere i fynske vandløb end i jyske vandløb, kan ligeledes være en del af en forklaring på de relativt høje gennemsnitssmoltlængder fundet i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å i 1995.

Nielsen (1996) finder, at smoltvæksten i Stokkebækken (Sydøst Fyn) er højere end i jyske vandløb og foreslår, at dette kan skyldes, at fynske vandløb i mindre grad er påvirket af

grundvandstilførsel end jyske vandløb. De heraf følgende forskelle i vandtemperatur giver muligvis ørred bedre vækstbetingelser i fynske vandløb i forhold til jyske (indtil ca. 18 °C øges væksten hos ørred proportional med temperaturen forudsat, at fødemængden er ubegrænset (Elliott 1975; Elliott 1976)).

Det kan også tænkes, at temperaturforholdene indirekte påvirker vækstbetingelserne for ørred gennem fødebetingelserne, således at føde- og dermed vækst-betingelserne er bedre i fynske vandløb end i jyske.

1.4.3 Smoltestimater for Odense Å

Vilde smolt

Det estimerede udtræk af vilde smolt på 1.533 (724 - 3.538) (Tabel 1-3), mod et forventet på 8.305 (Tabel 1-1) er lavt (ca. 18% (8,7 - 42,6%) af det forventede).

Undersøgelserne, som ligger til grund for udsætningsplanen i Odense Å (og vurderingen af det forventede smoltudtræk), blev gennemført i august/september 1991. I perioden 1991 - 1993 var månedsmiddelvandføring i de syv første måneder mellem 4,2 - 5,3 m^3/sek. I 1994 var månedsmiddelvandføring i tilsvarende måneder på 7,7 m^3/sek (Fyns Amt 1996b). Større vandføring giver øget vandløbsareal, og dermed et større areal til rådighed som opvækstområde for ørredyngel og -ungfisk. Når vandløbsarealet øges, nedsættes desuden den tæthedsafhængige dødelighed for yngel og ungfisk, som kan være betydelig (Elliott 1993). Yngel og ungfisk fra 1994 udgør langt størstedelen af smoltudtrækket i 1995. Disse omstændigheder taler for, at der er sket en større smoltudvandring fra Odense Å i 1995 end i de foregående tre år, og at smoltudvandringen 1991 - 1993 således har været mindre end 18% af det forventede.

En række mulige forklaringer på det lave ørredsmoltudtræk kan være:

1. Beregningerne af smoltudvandringen baseret på fældefangsterne underestimerer udtrækket af vilde ørredsmolt.

2. Der kan være betydeligt højere dødeligheder forbundet med ørredudsætninger, end det normalt antages således, at den forventede smoltudvandring er overvurderet.

3. Smolten mister vandringsinstinktet, inden den når ud i fjorden.

4. Smoltdødeligheden er stor under udvandringen gennem åsystemet.

5. Pesticid forurening (og anden forurening) kan have en negativ indvirken på smoltproduktionen.

6. Kølevand fra Fynsværket udgør en termisk barriere for de udtrækkende smolt.

7. En kombination af de nævnte faktorer kan være årsag.

ad 1. Ved lave smolttætheder og dermed få genfangster vil risikoen for at fejlestimere smoltudtrækket være større end i en situation med et stort antal genfangster. Dog er der i dette tilfælde ingen grund til formodning om, at smoltudtrækket er blevet undervurderet. Tværtimod kan estimatet betragtes som værende nøjagtig p.g.a. den relativt høje fangst/genfangst-ratio. Alternativt er det en mulighed, at estimatet er et overestimat. Et overestimat kan forekomme, enten hvis der er en overdødelighed på mærkede fisk i forhold til umærkede, eller hvis de mærkede fisk ikke vandrer ned efter de er blevet genudsat opstrøms fælden.

ad 2 og 3. Ringkjøbing Amtskommune (1992) foreslår, på baggrund af resultater fra Berg & Jørgensen (1991), at udsætningen af ½-års og 1-års fisk giver et mindre udbytte end de forventede værdier (se Tabel 1-1). Regnes der med de af Berg & Jørgensen (1991) foreslåede smoltudbytter på henholdsvis 5% og 12,5% ved udsætning af ½-års og 1-års ørreder, er det samlede forventede smoltudbytte for vilde ørreder 5.820 stk. (det observerede er da ca. 26% (12,4 - 60,1%) af det forventede). Kun 8% af det "manglende" smoltudtræk forklares altså ved denne antagelse.

En faktor, som kan forårsage afsmoltificering, altså teknisk set et smolttab/smoltdødelighed, er Odense Å-systemets størrelse. I Odense Å-systemet er smoltenes gennemsnitlige vandrings-distance relativ lang. Det kan betyde, at udsatte smolt, stammende fra moderfisk fra andre og mindre åsystemer, vil være dårligt tilpassede Odense Å-systemet og muligvis miste vandretrangen (afsmoltificere) inden fjorden nås.

ad 4. Prædation vil sandsynligvis medføre et smolttab af nedtrækkende vilde smolt. I Odense Å er potentielle prædatorer først og fremmest gedde og fiskehejre (*Ardea cinerea* L.), men også sandart, ål og hættemåge (*Larus ridibundus* L.) skal tages i betragtning (Koed 1995).

Tidligere tiders udnyttelse af vandkraft har medført, at der især på den nedre del af Odense Å's hovedløb forekommer strækninger med sølignende passager som følge af opstemninger. Dette har skabt gode livsbetingelser for bl.a. gedde og sandart. Ved elektrofiskeri efter havørreder i efteråret 1995 blev der fanget både gedde og sandart i den nedre del af Odense Å. Disse rovfiskebestande tilføjer givetvis den udvandrende smoltbestand et tab.

I nogle tilfælde er opstemningerne fjernet, f.eks. ved Dalum Papirfabrik og Ejby Mølle, men mølledammene er mere eller mindre bibeholdt, og det væsentligste fald på åen er blevet koncentreret på de relativt korte stryg. Andre steder er der stadig opstemninger med tilhørende mølledam, f.eks. ved Brobyværk Vandmølle. Derudover findes der opstemninger i mange af Odense Å's tilløb, f.eks i Lindved Å, Silke Å, Hågerup Å, Sallinge Å, Vittinge Å og Ulve Bæk.

Uden for Odense Å's munding blev der observeret skarv (*Phalacrocorax carbo* L.) (2 - 4 fugle pr. dag), men aldrig i selve åløbet. Det er dog tænkeligt at skarv fouragerer i den nedre del af åløbet.

En del af de fældefangede fisk havde mærker efter hejreangreb, og det er derfor rimeligt at antage, at fiskehejre forårsager en vis smoltdødelighed. Dog skal man være opmærksom på, at der tildels kan være tale om et artefact, da fælden var en udmærket fiskeplatform for fiskehejrene. Derfor er frekvensen af smolt med mærker efter hejreangreb antageligt højere

hos fældefangede fisk, end hos fisk som har undgået fælden.

ad 5. I både 1993 og 1994 skete der forgiftninger med pesticider fra landbruget og frugtavlere i enkelte tilløb til Odense Å (Fyns Amt 1994, Fyns Amt 1995). Problemet med forgiftninger var størst i 1993, men langt fra alle forgiftninger opdages (Fyns Amt 1995).

I fynske vandløb er der i mange tilfælde konstateret såvel en forarmet smådyrsfauna som egentlige massedødsfald blandt denne. Dette tilskrives udledning/udsivning af pesticider/pesticidrester. I 1993 fandt Fyns Amt indikationer på giftvirkniger på vandløbsfaunaen i 13% af amtsvandløbene og i op mod 8% af de kommunale og private vandløb (Wiberg-Larsen *et al.* 1994). Som følge heraf er amtet allerede inde på, at det normale vandløbsfaunaindeks til bedømmelse af vandkvaliteten ikke kan anvendes i visse områder.

En overvejende del af forbruget af insektmidler udgøres i dag af en gruppe midler, som kaldes syntetiske pyrethroider (Permethrin, Cypermetrin m.fl.). Giftstofferne er tungtopløseligt i vand, men binder sig stærkt til partikler. Hvis giftstofferne når ud i vandløbene, vil det oftest efterfølgende findes i sedimentet bundet til partikulært organisk materiale (POM), hvorfra det langsomt frigives. Nedbrydningstiden er temperaturafhængig, men angives til at være mellem tre mdr. og ét år i jorden. Ifølge Miljøstyrelsen blev der på landsplan anvendt 23.6 t i 1990. Stofgruppen står for 12% af forbruget, men ca. 67% opgjort efter behandlingshyppighed. Stofferne udsprøjtes om foråret.

Canadiske undersøgelser (Kingsbury & Kreutzweiser 1987) har vist indirekte effekter på fiskefaunaen, via reduktion i fødeudbud som følge af brugen af giftstoffet Permethrin.

Effekten af pesticider kan spænde fra akut toxiditet til sublethale og kroniske effekter på fiskene. Samtidig kan der forventes at ske ændringer i deres fødegrundlag, der for den overvejende del udgøres af smådyr. Disse effekter må, enkeltvis eller tilsammen, forventes at have en negativ indflydelse på en eller flere af vandløbsfiskenes populationsparametre, som fekunditet, overlevelse og vækst og vil dermed føre til svagere bestande.

De yngste livsstadier er normalt de mest følsomme i forbindelse med giftpåvirkninger (Kristensen 1994). Ørredens blommesækyngel opholder sig i vandløbenes grusbund i større eller mindre dele af perioden april-maj, indenfor hvilken forårssprøjtningen med pyrethroider foretages, hvorfor yngelen udover fra vandfasen risikerer direkte kontakt med giftstoffet via POM.

Undersøgelser i fynske vandløb sandsynliggør, at giftstoffet Permethrin er blandt hovedsynderne i forhold til vandløbenes smådyrsfauna (Wiberg-Larsen *et al.* 1991).

I denne sammenhæng anses det for relevant at belyse diverse aktuelle giftstoffers påvirkning af fiskefaunaen, direkte såvel som indirekte.

Regnvandsundersøgelser i Odense Å v.Ejbymølle viste, at total-ammoniumkoncentrationen (ammonium + ammoniak) omkring d. 17. april 1995 nåede op over 2 mg/l, hvoraf ammoniak udgjorde ca. 0,04 mg/l (Fyns Amt 1996a). I 1993 og 1994 var total-ammoniumkoncentrationen i flere tilfælde over 10 mg/l og ofte over 3 mg/l (Fyns Amt 1994,

Fyns Amt 1995). Ligevægten mellem ammonium og ammoniak er en funktion af pH og temperatur, således at ammoniakandelen øges ved stigende pH og temperatur. Eksempelvis udgør ammoniakandelen ved pH 8,0 og 15 °C ca. 2,7%, mens den ved pH 9,0 og 15 °C udgør ca. 21,5%. Ammoniak er dødelig for ørred ved ca. 0,25 mg/l. En total-ammoniumkoncentration på over 2 mg/l ved pH 9,0 og 15 °C er således dødelig for ørred. Selv om pH-værdien næppe når over pH=8 i Odense Å, kan en total-ammoniumkoncentration på over 2 mg/l i smoltudtræksperioden, potentielt set, være fatal for nedvandrende ørredsmolt i Odense Å. En total-ammoniumkoncentration over 10 mg/l er kritisk, og en koncentration på ca. 18,5 mg/l (målt omkring d. 7. maj 1994) er under alle omstændigheder dødelig for ørred og de fleste andre fiskearter under "normale" pH-forhold (d.v.s. pH ca. 7).

ad 6. Kølevandet fra Fynsværket - 16 - 32 m^3/sek - ledes ud i Odense Gl. Kanal og videre derfra ud i Odense Å ca. 900 m fra Odense Å's udløb i Seden Strand. Kølevandet er generelt varmere end vandet i Odense Å, som har en middel vandføring på 5,8 m^3/sek i månederne marts, april og maj (Fyns Amt 1990a). Der findes, så vidt vides, ingen litteratur, som beskriver en temperatur-overgangseffekt på smoltudtrækket. Umiddelbart synes der intet biologisk argument for, at en temperaturovergang fra lavere til højere temperature skulle virke som en termisk barriere. Dette kan tværtimod, af osmoregulatoriske hensyn, formodes at være en fordel. Iøvrigt vil mange danske fjorde, i perioden fra slutningen af april til midten af maj måned, hvor smoltudtrækket normalt kulminerer, i forvejen have en højere gennemsnitstemperatur end udmundende vandløb. Dette skyldes, at de danske fjorde generelt er lavvandede og derfor let temperaturpåvirkelige, mens vandløbene er mere eller mindre grundvands-påvirkede.

ad 7. Punkterne 2, 3, 4 og 5 er givetvis alle medvirkende til det lave ørredsmoltudtræk, men det er ikke på grundlag af nærværende resultater muligt at kvantificere den relative betydning af punkterne.

En forbedring af de fysiske forhold og vandkvaliteten i Odense Å-systemet generelt, vil formodentlig resultere i et større smoltudtræk.

Udsatte smolt

Estimatet af nedvandrende udsatte smolt på 389 stk., svarende til 5,6% af den totale udsætning, er meget lavt. Estimatet er baseret på fældeeffektiviteten for vilde smolt. Der er formodentlig forskel i adfærden og dermed fældeeffektiviteten for vilde og udsatte smolt. En undersøgelse i Skjern Å 1994 (Koed 1995) viste, at fældeeffektiviteten var højere for udsatte smolt end for vilde smolt. På dette grundlag vurderes det, at estimatet for udtrækkende udsatte smolt er et overestimat.

Årsagen til det ringe udtræk af udsatte smolt skyldes, dels fiskenes størrelse og alder, dels "kvaliteten" af smoltene. Generelt er smolt mere tilbøjelige til at blive stationære (bækørreder), jo større og ældre de er. Derudover har smoltene generelt været af dårlig kvalitet som udsætningsfisk fra dambruget, d.v.s. smoltificeringsgraden var lav, og en stor andel af fiskene var kønsmodne. Elektrofiskeri efter de udsatte "smolt" i åerne (Appendix 1) viste, at alle udsatte "smolt" som blev fanget, var "konverteret" til bækørreder.

1.4.4 Smoltestimater for Lindved Å

Vilde smolt
Udtrækket af vilde ørredsmolt fra Lindved Å blev estimeret til 880 (581 - 1.399) smolt (Tabel 1-4). Fra og med 1993 er der ikke blevet udsat yngel, ½-års eller 1-års ørreder i Lindved Å. På denne baggrund må resultatet siges at være tilfredsstillende, da den forventede smoltproduktion (Tabel 1-1) ligger indenfor den estimerede smoltproduktions 95%-sikkerhedsintervals grænser (Tabel 1-4).

Potentielle prædatorer i Lindved Å er fiskehejre. Der blev ikke observeret fiskehejre i fældeområdet og det vurderes derfor, at der ikke har været prædation på mærkede smolt (se afsnit 1.4.5 for uddybning af dette emne). Længere opstrøms i Lindved Å er det sandsynligt, at fiskehejre yder et prædationstryk på de nedtrækkende smolt, hvorved smoltudtrækket fra Lindved Å reduceres.

Udsatte smolt
Udtrækket af udsatte to-års smolt er estimeret til 76 stk., svarende til 3,8% af den totale udsætning. På grundlag af de samme argumenter som anvendt for Odense Å (se afsnit 1.4.3), vurderes det, at estimatet for udtrækkende udsatte smolt er et overestimat. Forklaringen på det ringe udtræk af udsatte to-års smolt skal findes i de samme forhold, som gør sig gældende for udsætningerne i Odense Å.

1.4.5 Smoltestimater for Stavids Å

Vilde smolt
Udtrækket af vilde ørredsmolt fra Stavids Å blev estimeret til 6.254 (5.623 - 6.955) smolt (Tabel 1-6). Dette må på grundlag af udsætningsplanen (se Tabel 1-1) siges at være yderst tilfredsstillende, da dette er ca. 192% af den forventede smoltproduktion og ca. 67% af den potentielle smoltudvandring (Tabel 1-4).

Den store forskel mellem estimerede og forventede smoltudtræk kan skyldes to forhold:
1. Den forventede smoltproduktion kan være undervurderet.
2. Smoltudtrækket er overestimeret.

ad 1. Undervurderingen af den forventede smoltproduktion kan enten skyldes, at overlevelsen af udsatte yngel, ½-årsfisk og 1-års fisk har været højre end antaget, og/eller den naturlige produktion har været højere end antaget. Det er tænkeligt, at smoltproduktionen i Stavids Å varierer meget årene imellem p.g.a. variation i de fysiske faktorer. Her tænkes især på vandføringen, som kan variere kraftigt fra år til år i Stavids Å (Fyns Amt 1996b). Undersøgelserne, som ligger til grund for udsætningsplanen i Stavids Å, blev gennemført i august/september 1991. I perioden 1991 - 1993 var månedsmiddelvandføring i de syv første måneder mellem 447 - 666 l/sek. I 1994 var månedsmiddelvandføring i tilsvarende måneder på 1.138 l/sek (Fyns Amt 1996b). Større vandføring giver øget vandløbsareal, og dermed et større areal til rådighed som opvækstområde for ørredyngel og -ungfisk. Når vandløbsarealet øges, nedsættes desuden den tæthedsafhængige dødelighed for yngel og ungfisk, som kan være betydelig (Elliott 1993). Yngel og ungfisk fra 1994 udgør langt størstedelen af

smoltudtrækket i 1995. Disse omstændigheder taler for, at der er sket en betragtelig større smoltudvandring fra Stavids Å i 1995 end i de foregående tre år.

ad 2. Smoltudtrækket kan være overestimeret. Gennem undersøgelsesperioden blev der jævnligt observeret fiskehejrer i området omkring og opstrøms fælden. Det er sandsynligt at fiskehejrene har ydet et prædationstryk på de nedtrækkende smolt i Stavids Å. Nielsen (1996) vurderer, at fiskehejre yder et signifikant prædationstryk på udtrækkende smolt i Stokkebækken. Smolt som genudsættes opstrøms fælden (efter først at være blevet håndteret, bedøvet og mærket) er antageligt et lettere bytte for fiskehejrene end uforstyrrede smolt.

Ovenstående forhold vil påvirke smoltestimatetet således, at dette overestimeres, hvis der forsvinder relativt mange mærkede smolt og få umærkede smolt. Hvis der forsvinder forholdsvis lige mange mærkede og umærkede smolt, underestimeres smoltestimatet (jvf. Ricker 1975). I denne undersøgelse vurderes førstnævnte situation, at have været gældende og smoltestimatet er formodentlig lettere overestimeret. At overvurderingen af smoltestimatet kun skønnes værende forholdsvis beskeden, som følge af fiskehejreprædation, beror på at området ved fælden er temmelig befærdet (gang- og cykelsti). Fiskehejre er normalt sky fugle, og har næppe haft ro til at fouragere i fældeområdet i længere tid ad gangen, førend de er blevet forstyrret af forbipasserende.

Ligesom for Odense Å-systemets vedkommende skete der i Stavids Å forgiftninger med pesticider fra landbruget og frugtavlere i både 1993 og 1994 (Fyns Amt 1994, Fyns Amt 1995). Som beskrevet for Odense Å, kan dette have en negativ indflydelse på størrelsen af smoltudtrækket. Det betyder, at smoltudtrækket i Stavids Å muligvis kunne have været endnu større, såfremt i fald vandløbet ikke var belastet af pesticidforurening.

Udsatte smolt
Udtrækket af udsatte smolt er estimeret til 417 stk., svarende til 8,3% af den totale udsætning på 5.000 stk. 2 års smolt. På grundlag af de samme argumenter som anvendt for Odense Å (se afsnit 1.4.3), vurderes det, at estimatet for udtrækkende udsatte smolt er et overestimat. Forklaringen på det ringe udtræk af udsatte 2 års smolt skal findes i de samme forhold, som gør sig gældende for udsætningerne i Odense Å.

1.4.6 Forslag til videre undersøgelser

Det er ikke umiddelbart på grundlag af nærværende undersøgelse muligt, at afgøre om udledningen af kølevandet virker tiltrækkende- eller som en temperaturbarriere for udtrækkende smolt. Desuden er årsagerne til, at ørredsmoltnedtrækket fra Odense Å-systemet er meget lavere end forventet, ukendte. På den baggrund foreslås det, at følgende undersøgelse gennemføres i foråret 1997:

1. Temperaturen måles på 3 udvalgte stationer:
   - I Odense Å, umiddelbart ovenfor Odense Gl. Kanals udmunding.
   - I Odense Å, umiddelbart nedenfor Odense Gl. Kanals udmunding.
   - I Odense Fjord ved Seden Strand.

2. I foråret 1997 gennemføres følgende undersøgelser for at klarlægge og lokalisere årsagerne til det lave ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet:

A. Der opstilles smoltfælder på tre lokaliteter i Odense Å's hovedløb: I. Bellingbro. II. Nedstr. Dalum Papirfabrik. III. Kerteminde Bro.

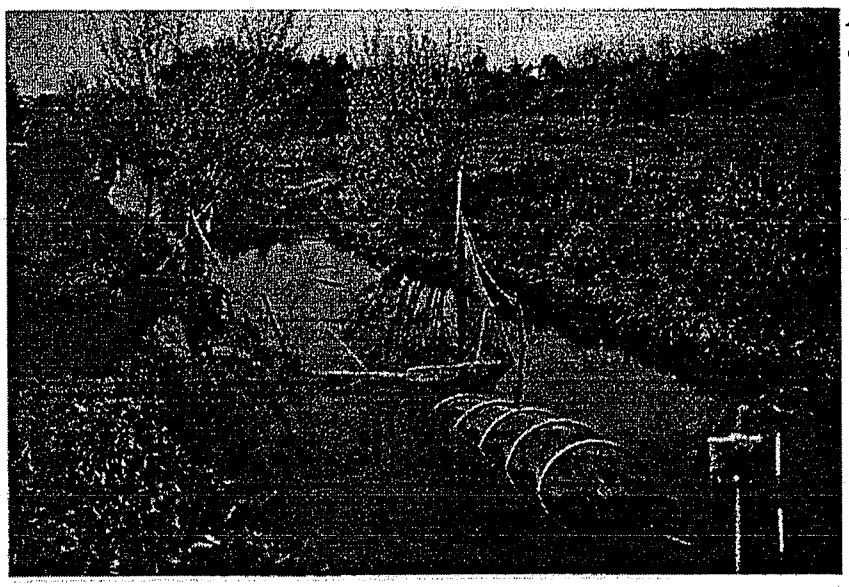
Smoltnedtrækket forbi de enkelte fælder estimeres (fangst/genfangst-metoden) og dødeligheden på del-strækningerne kan bestemmes.

B. Størrelserne af rovfiskebestandene i hovedløbet bestemmes (fangst/genfangst-metoden). Mavefyldningsgraden hos rovfiskene bestemmes ved mavepumpning. Maveindholdet vejes og artsbestemmes. Herefter kan det totale kvantitative- (mængdemæssige) og kvalitative-fødekonsum (artssammensætning) bestemmes (Koed 1993).

C. Mindst 50 stk. vilde ørredsmolt fanget i fælden v. Belllingebro mærkes med kombinerede radio/akustisk-sendere. Der opstilles dataloggere på 4 udvalgte stationer i åen (bl.a. i OGK og i åmundingen). De mærkede smolt pejles manuelt hver eller hveranden dag. Er der formodning, om at en mærket smolt er blevet ædt af en rovfisk forsøges denne opfisket ved elektrofiskeri. En påfaldende høj opholdstid for smolt umiddelbart ovenfor Odense Gl. Kanals udmunding vil give indikation på en termisk barriere, mens en høj koncentration af smolt i kølevandet vil indikere, at smoltene tiltrækkes af det varme og salte kølevand.

D. Der foretages fiskeri med toggergarn i Odense Gl. Kanal efter ørredsmolt.

Resultaterne fra 1. og 2. sammenholdes, hvilket helt eller delvis skulle afklare nedtræksproblemer.



Armrusen i Stavids Å set i opstrømsretning.

1.5 Konklusion

Temperaturen synes at være den afgørende faktor for initieringen af smoltudtrækket i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å. Hovedudtrækket for ørredsmolt begynder, når vandtemperaturen overstiger ca. 6 ^{0}C.

For de tre åer er der en beskeden korrelation mellem det daglige smoltudtræk og vandtemperaturen samt ingen eller kun ringe korrelation mellem det daglige smoltudtræk og vandføringen. Sammenhængene var kun statistisk signifikante for Stavids Å.

Gennemsnitslængden for smolt fra de tre åer blev bestemt til henholdsvis 18,7±3,8 (S.D) cm i Odense Å, 19,0±3,7 (S.D) cm i Lindved Å og 18,3±2,8 (S.D) cm i Stavids Å. Der var ingen væsentlig forskel i gennemsnitslængden mellem førstegangsfangede og genfangede smolt.

Gennemsnitslængden for smolt fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å er ca. 2 cm større end gennemsnitslængden fundet ved tidligere danske undersøgelser foretaget i jyske vandløb. Årsagen til dette kendes ikke. Traditionelt har man i dambrug selekteret på hurtig vækst, og det er således tidligere fundet, at dambrugsørreder har en ca. 1,5-gange højere vækstrate end vildørreder. Dette er altså en sandsynlig forklaring på, at den gennemsnitlige smoltlængde i nærværende undersøgelse er større end gennemsnittet fundet ved andre danske undersøgelser, som primært er sket i jyske vandløb, hvor ørredbestandene kun i mindre grad er blevet suppleret med dambrugsfisk.

Desuden kan en del af forklaringen være, at fynske vandløb i mindre grad er påvirket af grundvandstilførsel end jyske vandløb. Det kan indirekte påvirke vækstbetingelserne for ørred gennem temperatur- og fødeforholdene således, at vækstbetingelserne er bedre i fynske vandløb end i jyske.

Den vilde ørredbestand og udsætningen af yngel, ½-års- og 1-års ørred i Odense Å-systemet giver et samlet udbytte på 1.533 (724 - 3.538) smolt. Dette er ca. 18% af det forventede antal.

Ligesom i Stavids Å begunstiger høj vandføring i første halvdel af 1994 smoltudvandring fra Odense Å-systemet. Denne omstændighed fremhæver yderligere problemerne omkring det lave smoltudtræk fra Odense Å-systemet.

Det tilsvarende udbytte i Lindved Å er på 880 (581 - 1.399) smolt. Størrelsen af den forventede smoltproduktion ligger indenfor den estimerede smoltproduktions 95%-sikkerhedsintervals grænser.

For Stavids Å-systemet er smoltudbyttet estimeret til mellem 6.256 (5.626 - 6.957) smolt. Dette er ca. 192% af det forventede antal på 3.265 smolt. Smoltudbyttet skønnes at være lettere overestimeret, som følge af fiskehejreprædation på mærkede fisk. En høj vandføring i Stavids Å i 1994 taler for, at der er sket en større smoltudvandring fra Stavids Å i 1995 end de foregående tre år. Større vandføring øger vandløbsarealet, og dermed et større areal til rådighed som opvækstområde for ørredyngel og -ungfisk. Når vandløbsarealet øges, nedsættes desuden den tæthedafhængige dødelighed for yngel og ungfisk, som kan være betydelig. Yngel og ungfisk fra 1994 udgør langt størstedelen af smoltudtrækket i 1995.

Årsagerne til det lave ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet kendes ikke. Der er ingen eller kun rester tilbage af vandløbsystemets oprindelige ørredstamme, og det er tænkeligt, at manglende tilpasning hos udsatte fisk er medvirkende til den lave smoltproduktion. Prædation medfører givetvis et smolttab af nedtrækkende vilde smolt. I Odense Å er potentielle prædatorer først og fremmest gedde, sandart og fiskehejre. Især på de nedre dele af hovedløbet forekommer strækninger med sølignende passager. Ved elektrofiskeri efter havørreder i efteråret 1995 blev der fanget både gedde og sandart i den nedre del af Odense Å. Spærringer og forurening i de mindre vandløb er givetvis også en faktor som bidrager til den ringe smoltproduktion.

Det er ikke umiddelbart på grundlag af nærværende undersøgelse muligt, at be- eller afkræfte om udledningen af kølevandet virker tiltrækkende- eller som en temperaturbarriere for udtrækkende smolt.

2 Fiskedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag

2.1 indledning

Fynsværkets risterensere i forbindelse med indtag af kølevand har været mistænkt for at forårsage en vis fiskedødelighed. Formålet med denne undersøgelse er at anslå fiskedødeligheden og i særdeleshed dødeligheden af ørredsmolt og ål.

2.2 Metoder

I perioderne 4. april - 30. maj 1995 og 1. september - 1. december 1995 blev Fynsværkets risterensere til de forskellige blokenheder jævnligt undersøgt for fisk, som var blevet suget med kølevandet ind.

Opsamlingscontainer -Ø og -V til Blok 7 blev besigtiget hver dag i perioden 4. april - 30. maj 1995.

Opsamlingscontaineren til Blok 7 blev besigtiget ugentligt i begge undersøgelsesperioder. Det automatiske tilbagespulingsanlæg til denne container var dog midlertidigt ude af drift. Tilbagespulingen foregik derfor manuelt 1 time hver nat i tidsrummet omkring 01:00-02:00 i perioden 29. april - 26. maj og 1. september - 1 december. Det opsamlede materiale blev akkumuleret i containeren gennem hele perioden.

Båndsigteren til Blok 3 blev undersøgt to gange ugentligt i perioden 4. april - 30. maj 1995, á 1-2 timer i tidsrummet 23:00 - 02:00.

2.3 Resultater

Blok-enhed 3. 8 mm roterende båndsigter, 5 mm fast muslingefilter: Som eneste registrering blev der d. 29. april 1995 registreret en umærket ørred på 35 cm og en sild.

Blok-enhed 7. Opsamlingscontainer, 40 mm rist: 16 skrubber, 10 stenbidere, 5 sild, 3 torsk, 1 brasen og desuden et ubetydeligt antal krabber og muslinger.

Blok-enhed 7. Opsamlingscontainer, 4 mm fast muslingefilter indskudt efter pumperne: Den 19. maj blev containerens indhold af ål anslået til 500-700 stk. i størrelsesintervallet 10 - 60 cm, hvoraf mindst 50% var levende. Desuden fandtes 1 torsk og 1 sild. Det anslåede antal ål er formodentlig i underkanten af det reelle antal, da det især for små ål var vanskeligt at fastslå antallet i blandingen med det øvrige tilbageholdte materiale (tang, plastik, muslingeskaller m.m.).

I perioden 1. september - 1. december 1995 blev der ikke registreret fisk i containeren.

2.4 Diskussion og konklusion

Fynsværkets risterensere i forbindelse med kølevandsindtag forårsager ingen eller kun en meget lille smoltdødelighed.

Der er en høj åledødelighed i forbindelse med tilbageholdelse af materiale fra Blok-enhed 7 (4 mm muslingefilter). Det er værd at bemærke, at en stor del af ålene d. 19. maj 1995 var levende og intakte.

Det er muligt, at der foruden åledødeligheden i forbindelse med tilbageholdelse af materiale, omkommer en del ål i forbindelse med transport af kølevand gennem Fynsværkets kodensatorer. Ål op til ca. 20 cm er istand til at passerer gennem muslingefilteret på 4 mm. Det er ikke tænkeligt at ålene lider overlast som følge af temperaturstigningen i kondensatorerne, men transporten kan muligvis forårsage mekaniske skader med død til følge.

Åledødeligheden bør undersøges nærmere i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag.

Fiskeæg og -larve dødeligheden er ikke undersøgt i denne undersøgelse. I perioden 5. juli - 9. oktober 1985 blev der ugentligt indsamlet zooplankton prøver i Fynsværkets kølevandsindtag, med et 100μm planktonnet, som havde stået i 10 minutter (VKI 1986). Der blev i løbet af undersøgelsen registreret fiskelarver/fiskeæg en gang i kølevandsindløbet (d. 9. september, ingen artsangivelse). Der findes ingen information om fiskeæg og fiskelarve produktionen i Odense Fjord, men de vigtigste potientielle gydearter er: pighvarre (*Psetta maxima* (L.)) (kønsmodne pighvarre er observeret i fjorden), skrubbe (*Platichthys flesus* (L.)), hornfisk (*Belone belone* (L.)), almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpius* (L.)) og ålekvabbe (*Zoarces viviparus* (L.)) (pers. medd. Josianne Støttrup, DFU).

Det er således behov for supplerende undersøgelser af fiskedødeligheden (herunder æg og larver) i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag. Dette kan ske ved, at en kendt mængde kølevand filteres før og efter, det har passeret gennem turbinerne. Filteret skal være småt nok til, at æg, larver og glasål tilbageholdes. Den samlede mængde af æg, larver og fisk, som passerer gennem Fynsværket, kan således bestemmes ved ekstrapolering. Samtidig vil det være hensigtsmæssigt at kvantificere ålebestanden i Stavids Å, for at vurdere denne i forhold til andre vandløb med udmunding i Odense Fjord og dermed i forhold til Fynsværket. Desuden er det nødvendigt at kende produktionen af æg og larver i Odense Fjord for at kunne afgøre betydningen af en evt. dødelighed i kølevandsindtaget.

3 Vandringsmønsteret for gydemodne havørreder fra Odense Å og Stavids Å systemerne undersøgt ved hjælp af telemetri

3.1 Indledning

Følgende undersøgelse er en del af en mere omfattende undersøgelse, som er gennemført i løbet af 1995 til belysning af problemstillingen - Fynsværket kontra havørred- og ålebestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne. For videre uddybning af emnet henvises til afsnittet "Problemstilling omkring Fynsværket i relation til fiskebestandene" forrest i denne rapport.

Der sker en nettoindstrømning af saltvand fra Odense Fjord og ind i Odense Kanal som følge af kølevandsindtaget.

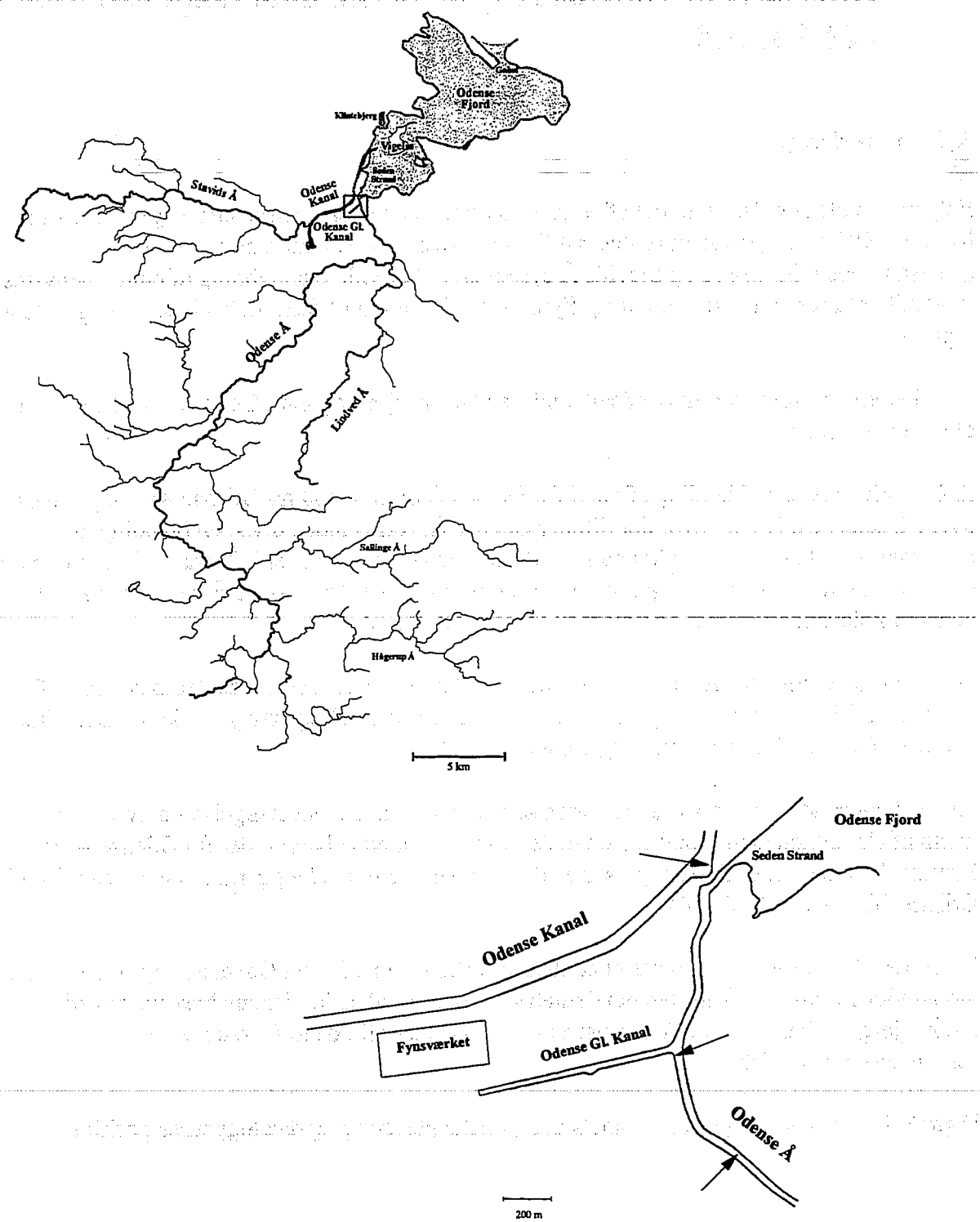
Kølevandet, d.v.s. en blanding af vand fra Stavids Å og saltvand fra Odense Kanal, pumpes over i Odense Gl. Kanal, hvor det tilløber Odense Å. Kølevandet, d.v.s. en blanding af ferskvand fra Stavids Å og saltvand fra Odense Kanal, pumpes over i Odense Gl. Kanal, hvor det tilløber Odense Å. I hovedparten tiden formodes vandet fra Stavids Å, at blive trukket gennem kølevandssystemet og udledt til Odense Gl. Kanal.

Dette har givet anledningen til formodning om, at gydemodne havørreder, som stammer fra Stavids Å, fejlagtigt trækker op gennem Odense Å's nedre del og "fanges" i kølevandsudløbet i Odense Gl. Kanal, hvor de kan lugte vandet fra Stavids Å.

På den baggrund blev nærværende undersøgelse gennemført. Undersøgelsen belyser ved hjælp af akustiktelemetri vandringsmønsteret for gydemodne havørreder fra Odense Å og Stavids Å systemerne. Undersøgelsen er desuden suppleret med toggergarns-undersøgelsen i Odense Gl. Kanal (Kapitel 4).

I perioden 11. oktober - 22. november 1995 blev 20 havørreder fra Odense Å-systemet og 31 havørreder fra Stavids Å-systemet telemetrimærket, ialt 51 fisk. Fiskene blev udsat ved Klintebjerg i Odense Fjord. Frekvensen af fejlvandringer fra de to å-systemer blev sammenholdt statistisk.

Figur 3-1 viser undersøgelsesområdets geografiske placering og dataloggernes positioner.



Figur 3-1. A: Undersøgelsesområdets geografiske beliggenhed (□).
B: Området omkring Odense Gl. Kanals udmunding i Odense Å. Pilene indikerer dataloggernes placering.

3.2 Metode

3.2.1 Akustikmærkning

I oktober startedes fiskeri med toggergarn og bundgarn i Odense Fjord, med henblik på at fange og akustikmærke ca. 40 havørreder udsat som to-årsfisk, 20 fra Odense Å-systemet (grp. 3 og 5) og 20 ørreder fra Stavids Å (grp. 1). Bundgarnsfiskeriet foregik i samarbejde med to erhvervsfiskere.

Det lykkedes ikke at fange havørreder udsat som to-årsfisk til akustikmærkningen i fjorden. Derfor blev opgangshavørreder, fanget i de respektive åer ved elektrofiskeri, anvendt til forsøget. Fiskene blev akustik-mærket og udsat i fjorden. Da disse fisk har bevist, at de er villige til at trække op i åerne, anses dette derfor at være en acceptabel alternativ løsning i forhold til at fange og mærke fiskene i fjorden. Fiskene "kender" selvfølgelig allerede vejen til åerne. Men da det antages, at det er duftstoffer i vandet, som er afgørende for hvilket vandløb, de trækker op i, er dette uden betydning i relation til problemstillingen omkring Fynsværkets eventuelle effekt på havørredopgangen.

Der blev anvendt akustisk-telemetriudstyr til undersøgelsen af havørredopgangen. Baggrunden for at der blev anvendt akustik-telemetri fremfor radiotelemetri, som har en række fordele i forhold til akustik-telemetri (bl.a. større rækkevidde og at der kan pejles fra vand til land) er, at undersøgelsen i vid udstrækning foregik i saltvand. Radiotelemetri er ikke anvendeligt i saltvand hvor radiobølgerne attenueres (reduceres) kraftigt eller fuldstændigt på grund af saltvands høje ledningsevne.

I alt 51 havørreder fik påsat en akustik-sender og blev udsat i Odense Fjord ved Klintebjerg.

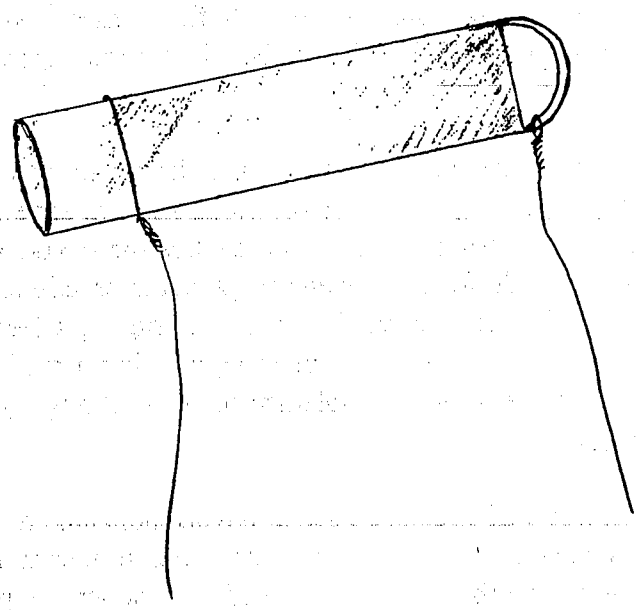
3.2.2 Telemetriudstyr og pejling

Det anvendte telemetriudstyr var fra det amerikanske firma VEMCO Engineers & Manufactures. Modtagerudstyret bestod af én transportabel modtager (model VR60-MON) og tre lyttebøjer med indbygget datalogger og hydrofon (model VR20-MON). Til den transportable modtager hørte én ikke-retningsbestemmende (omnidirektional) hydrofon (model Vh-32) og 1 retningsbestemmende (direktional) hydrofon (model V-10).

Til begge typer af modtagere, som var programmerbare, medfulgte software. Lyttebøjerne kunne programmeres til at detektere indtil 255 sendere på samme tid. Programparametrene var frekvens og pulslængde. Den transportable modtager blev kun benyttet til manuel pejling.

Akustik-senderne (model V16-4H) er akvatiske, ultrasoniske transmittere. Senderne er cylindriske og har dimensionerne 1,6 cm i diameter x 6,5 cm i længden (Figur 3-2). Til fæstning på fiskene blev senderne forsynet med to stykker ca. 15 cm lange 0,4 mm Ø pianowire - et stykke i hver ende. Pianowirene fæstedes ved at sno disse om enderne på senderen og lime efter med 2-komponent-epoxylim for, at undgå at wiren skulle skride. Hver sender vejer ca. 10 g i vand. Senderne var udstyret med påskrift om dusør (300 kr) og tlf. nr (FFI's). Transmitterfrekvenserne var fordelt på syv områder: 50.00, 54.00, 60.00, 65.54, 69.00, 73.50, og 76.80 Khz. Der var seks sendere på hver frekvens undtagen frekvenserne 69.00 Khz og 76.80 Khz, hvor der var fem sendere på hver frekvens. Senderne sendte alle en

pulslængde på 10 msek og pulsperioden lå i intervallet 1.100 - 1.652 msek svarende til 37 - 54 bpm (beats per minute). Sendere, som sendte med samme frekvens, kunne således skelnes ved pulsperioden.



Figur 3-2. Akustik-sender af typen V16-4H. Senderens dimensioner er 16 x 65 mm. Den vejer ca. 10 g i vand.

Dataloggere

De tre lyttebøjerne blev, efter programmering og aktivering, nedsænket på bunden af henholdsvis Odense Å og Odense Kanal ved hjælp af lodder. Forinden var dataloggernes sensitivitet overfor støj på de anvendte frekvenser blevet efterprøvet. Dataloggerne blev indstillet således, at der ikke registreredes nogen form for støj. Herefter blev sendermodtagelsen testet i undersøgelsesområdet. Modtagerafstanden for senderne var omkring 200 ± 50 m. Signalet fra en sender, som i længst mulig afstand passerede dataloggerne, ville dermed til enhver tid opfanges.

De 3 lyttebøjer/dataloggere blev opstillet på følgende 3 stationer (se Figur 3-1):

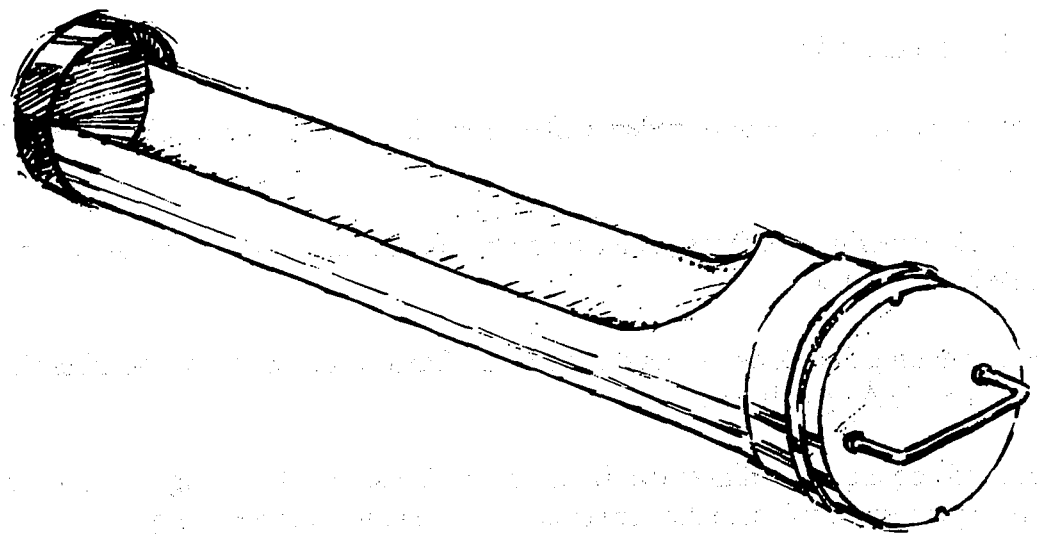
- I Odense Å, ca. 20 m opstrøms Odense Gl. Kanals udløb.
- I Odense Å, ca. 500 m opstrøms Odense Gl. Kanals udløb.
- I Odense Kanal ved lodshuset.

Mærkeprocedure og udsætning af mærkede havørreder

I perioden 11. oktober - 22. november blev 20 havørreder fra Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) og 31 havørreder fra Stavids Å-systemet fanget ved elektrofiskeri og mærket med akustik-sendere. Fiskene var fra 43 - 84 cm lange.

Umiddelbart efter at havørrederne var fanget ved elektrofiskeri, blev de overført til et 250 l transportkar, hvori de blev transporteret til Klintebjerg ved Odense Fjord (Figur 3-1).

Mærkningen skete efter samme teknik som anvendt af Aarestrup & Jepsen (1995). Mærkningen skete i et 1 m langt, 160 mm pvc-rør. Røret var skåret igennem på langs og lukket i begge ender med muffer (Figur 3-3). Ved mærkning skråtstilles røret og fyldes med vand. Fisken anbringes i røret med hovedet nedad (Foto 1.). Når fisken er i røret lægges der med det samme en sort plastiksæk over dens hoved. Når havørreden befinder sig i vand og mørke bliver den helt rolig. Akustik-senderen blev påsat, fisken målt og kønsbestemt og derefter udsat.



Figur 3-3. Skitse af mærkerør. Røret er 1 m langt med en diameter på 160 mm.

Akustik-senderen (Figur 3-2) påsættes umiddelbart under rygfinnen på fisken (Mellas & Haynes, 1985). Pianowirene trækkes igennem ryggen af fisken ved hjælp af to kanyler. Senderen fæstes ved at sno wirene om hinanden. Det er vigtigt, at senderne sidder godt fast for at undgå gnavesår og eventuelt tab af senderen. Mærkningen skete uden bedøvelse for at udsætte fiskene for så lidt håndteringsstress som muligt.

I perioden 13. september 1995 - 3. januar 1996 blev dataloggerne jævnligt "tømt" for informationer for at undersøge, om de mærkede fisk havde passeret dataloggerne. I tilfælde af at fisk havde passeret dataloggeren, forsøgtes fisken pejlet manuelt opstrøms dataloggeren med det transportable telemetriudstyr. Den manuelle pejling skete fortrinsvis fra land, men i flere tilfælde også fra båd. Pejlingen fra land foregik ved, at den transportable hydrofon med jævne mellemrum blev nedsænket i vandløbet. Pejling fra båd i Odense Å skete tre gange i den nederste del af Odense Å og i Odense Gl. kanal. I et enkelt tilfælde blev der pejlet på

strækningen Dalum - Bellingbro. I Stavids Å blev der pejlet fra båd i den nederste del af åen, d.v.s. fra Otterupvej til åmundingen. Desuden blev der pejlet adskillige gange fra båd i Odense Kanal. Der blev pejlet mindst en gang ugentligt gennem hele undersøgelsesperioden i Odense Gl. Kanal og i den inderste del af Odense Kanal (det vil bl.a. sige Odense Havn). Når en mærket fisk blev registreret af dataloggeren i Odense Kanal, blev den forsøgt manuelt pejlet i den inderste del af Odense Kanal. Blev den ikke fundet ved denne pejling, antoges det, at fisken var søgt op i Stavids Å.

Når en mærket fisk blev lokaliseret i åen, forsøgtes den elektrofisket. Dette lykkedes i seks tilfælde (Tabel 3-1).

Sendere, som blev genindhentet i undersøgelsesperioden fra elektrofiskeriet, rusefangster og fra lyst- og fritidsfiskere, blev anvendt igen. Med et totalt antal på 39 mærker blev der således mærket 51 fisk.

3.2.3 Statistiske metoder

De observerede hændelser for havørrederne efter mærkning og udsætning i Odense Fjord blev opdelt i tre typer:

Type 1. Korrekt-vandring (+). D.v.s., at mærkede fisk fra Odense Å og Stavids Å vandrer til åen, hvor de blev opfisket.

Type 2. Fejl-vandring (÷). D.v.s., at mærkede fisk fra Odense Å og Stavids Å vandrer til henholdsvis Stavids Å og Odense Å.

Type 3. Fangede og ingen meldinger (0). D.v.s. mærkede fisk som blev fanget af lyst- og garnfiskere, og mærkede fisk som ikke er pejlet efter mærkning og udsætning.

For at undersøge, om der var forskel i forholdet mellem de tre typer vandringer for havørreder fra henholdsvis Odense Å og Stavids Å, blev resultatet fra akustikmærkningen opstillet som en *2 x 3* udfalds-tabel (*r x c* contingency table). På baggrund af tabellen blev der foretaget en G-test (med Williams korrektionsfaktor) (Fowler and Cohen 1990; Sokal & Rolf 1995).

Desuden blev der foretaget "Fisher's exact test of independence" (Sokal & Rolfe 1995) for frekvensfordelingen af Type 1 og Type 2 hændelser.

3.2.4 Beregning af strejf-rate

Fejl-vandringsfrekvensen, også kaldet strejf-raten, blev beregnet som antallet af Type 2-hændelser divideret med summen af Type 1- og Type 2-hændelser.

3.3 Resultater

Data fra de 51 mærkede havørreder er præsenteret i Tabel 3-1. Alle fisk var i god form efter mærkningen, og der er således grund til antagelse om, at mortaliteten, som følge af håndtering og mærkning, var meget lille. Ved undersøgelse af de syv mærkede havørreder fanget senere ved rusefiskeri og elektrofiskeri i åerne, viste der sig ikke umiddelbart nogen skader hidhørende fra mærkningen, ligesom der ikke i noget tilfælde var svampeinfektion omkring senderen. Syv af de mærkede havørreder er efterfølgende blevet fanget af lystfiskere (fisk med sender 1972 mere end ½ år efter mærkningen), hvilket ses som en indikation på, at fiskene ikke har lidt større overlast i forbindelse med mærkningen.

Mærkning af havørred med akustiksender.

Tabel 3-1. Akustikmærkning af havørreder efteråret 1995. Fiskene blev fanget i henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet og udsat i Odense Fjord v. Klintebjerg. + angiver korrekt-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til åen hvor den blev fanget til mærkning. ÷ angiver fejl-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til modsatte å hvori den blev fanget til mærkning. 0 angiver, at fisken enten er blevet fanget i fjorden, eller at den ikke er pejlet siden mærkning og udsætning.

Sender #	Mærke- og udsætningsdato 1995	Havørred køn og længde	Havørred ophavslok.	Hænd.-type	Hændelsesforløb, med mindre andet er angivet henviser datoen til 1995
1967	8/11	♂ 51 cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 13/11 kl. 18:21.
1968	27/10	♀ 55cm	Odense Å	+	- I området omkring OGK 29/10 - 12/11. - Pejlet manuelt d. 7/11 ved kølevandsudledningen i OGK. - Ind Odense Å d. 12/11 kl. 19:43.
1969	8/11	♀ 47cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 11/11kl. 09:08. - Pejlet manuelt d. 12/12 i Stavids Å v. Otterupvej.
1970	3/11	♀ 53cm	Odense Å, Brobyværk	+	- Ind OGK d. 4/11 kl. 20:45. - Ind Odense Å d. 7/11 kl. 06:59.
1971	8/11	♀ 63cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 8/11 kl. 22:04.
1972	8/11	♀ 45cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 12/11 kl. 04:30. - Lystfiskerfanget i Egense Dybet d. 8. juni 1996.
1973	6/11	♀ 53cm	Odense Å, Holmehavebæk	÷	- I området omkring OGK d. 23/11 kl. 08:43 - 09:42. - Ind Stavids Å d. 1/12 kl. 14:10 - Lystfiskerfanget v. Stige Ø d. 20/1 1996. Udgydt.
1974	26/10	47cm	Stavids Å	+	- Ind OK d. 29/10 kl. 19:16. - Pejlet manuelt d. 7/11 i OK v. Stavids Å's munding. - Elektrofisket d. 12/12 i Stavids Å v. Otterupvej.
1975a	19/10	♂ 81 cm	Odense Å	+	- I området omkring OGK i perioden d. 29/10 kl. 02:49 - d. 30/10 kl. 06:48. - Ind Odense Å d. 30/10 kl. 07:10. - Elektrofisket v.Fruens Bøge d. 2/11 kl. 16:00.
1975b	3/11	♀ 71 cm	Odense Å, Dalum	+	- Ind OK. 6/11 kl. 14:08. - Ud OK. 12/11 kl. 12:51. - Ind Odense Å d. 12/11 kl. 19:08.

Tabel 3-1. Akustikmærkning af havørreder efteråret 1995. Fiskene blev fanget i henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet og udsat i Odense Fjord v. Klintebjerg. + angiver korrekt-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til åen hvor den blev fanget til mærkning. ÷ angiver fejl-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til modsatte å hvori den blev fanget til mærkning. 0 angiver, at fisken enten er blevet fanget i fjorden, eller at den ikke er pejlet siden mærkning og udsætning.

Sender #	Mærke- og udsætningsdato 1995	Havørred køn og længde	Havørred ophavslok.	Hændelses-type	Hændelsesforløb, med mindre andet er angivet henviser datoen til 1995
1976	7/11	♂ 50cm	Odense Å, Ejby	+	- I området omkring OGK i perioden d. 8/11 kl. 15:37- 10/11 kl. 08:06. - Ind Odense Å d. 8/11 kl. 08:20.
1977	26/10	46cm	Stavids Å	+	- Ind Stavids Å d. 27/10 kl. 13:37.
1978	8/11	♀ 46cm	Stavids Å, nedr.	÷	- Ind OGK d. 10/11 kl. 21:02. - I området omkring OGK munding i perioden 11/11 - 23/11. - Ind Odense Å d. 23/12 kl. 21:02.
1979a	9/11	♀ 57cm	Stavids Å, Sværup Å	+	- Ind Stavids Å d. 11/11 kl. 11:10. - Pejlet manuelt d. 15/11 i Stavids Å ca. 500 nedstr. Ryds Å. - Elfisket i Stavids Å v. Ryds Å d. 16/11 kl. 14:00.
1979b	22/11	♀ 48cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 26/11 kl. 12:41. - Garnfanget i Odense Fjord v. Vigelsø d. 20/1 1996 (farvet/udgydt - genudsat).
1980a	19/10	♀ 56cm	Odense Å	+	- Ind OGK d. 20/10 kl. 22:13. - Pejlet manuelt d. 7/11 ved kølevandsudledningen i OGK. - Ind Odense Å d. 10/11 kl. 03:09. - Elektrofisket i Lindved Å d. 21/11 1995.
1980b	22/11	♂ 52cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 26/11 kl. 16:37. - Pejlet manuelt d. 30/11 i Stavids Å v. Otterupvej.
1981	6/11	♂ 48cm	Odense Å, Lindved Å	+	- Ind Odense Å d. 24/11 kl. 05:12.
1982a	8/11	♀ 49cm	Stavids Å, nedr.	0	- Garnfanget i Odense Fjord v.Torn Ø d. 9/11.
1982b	22/11	♀ 55cm	Stavids Å, nedr.	÷*	- Ind OK. d. 23/11 kl. 07:55. - Ud OK. d.23/11 kl. 11:12. - Ind OGK. d. 23/11 kl. 19:47. - Fanget i Ruse 2 (se kapitel 4) Odense Å d. 26/11.

Tabel 3-1. Akustikmærkning af havørreder efteråret 1995. Fiskene blev fanget i henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet og udsat i Odense Fjord v. Klintebjerg. + angiver korrekt-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til åen hvor den blev fanget til mærkning. ÷ angiver fejl-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til modsatte å hvori den blev fanget til mærkning. 0 angiver, at fisken enten er blevet fanget i fjorden, eller at den ikke er pejlet siden mærkning og udsætning.

Sender #	Mærke- og udsætningsdato 1995	Havørred køn og længde	Havørred ophavslok.	Hændelses-type	Hændelsesforløb, med mindre andet er angivet henviser datoen til 1995
1983a	7/11	♀ 47cm	Odense Å, Lindved Å	0	- Garnfanget i Odense Fjord v.Dørholm d. 8/11.
1983b	9/11	♀ 53cm	Stavids Å, Sværup Å	0	- Lystfiskerfanget i Odense Fjord v. Gjersø d. 1/4 1996.
1984	26/10	51 cm	Stavids Å	+	- Ind Stavids Å d. 05/11 kl. 11:36.
1985	3/11	♂ 47cm	Odense Å, Dalum	+	- Ind OK. 5/11 kl. 15:59. - Ud OK. 17/11 kl. 21:20. - Pejlet manuelt d. 28/11 i OGK. - I området omkring OGK 18/11 1995 - 1/1 1996 - Ind Odense Å d.02/01 1996 kl. 03:25.
1986	3/11	♂ 55cm	Odense Å, Brobyværk	+	- Ind OK. d. 4/11 kl. 13:41. - Ud OK. d. 4/11 1995 kl. 23:52. - Ind Odense Å d. 5/11 kl. 08:07.
1987a	26/10	66 cm	Stavids Å	0	- Garnfanget i Odense Fjord v. Klintebjerg d. 27/10.
1987b	3/11	♀ 53cm	Odense Å, Brobyværk	+	- I området OGK 05/11 kl. 09:56 - 11/05 kl. 14:20 - Ind Odense Å d. 05/11 kl. 14:21.
1988a	5/11	♀ 60cm	Odense Å	+	- I området OGK 10/11 kl. 18:44 - 10/11 kl. 20:56 - Ind Odense Å d. 10/11 1995 kl. 21:01. - Elektrofisket i Odense Å v. Brobyværk d. 21/11(under gydning).
1988b	22/11	♂ 49cm	Stavids Å, nedr.	0	- Ingen meldinger.
1989	8/11	♀ 50cm	Stavids Å, nedr.	+	- I området omkring OGK. d. 23/11 kl. 08:26 - 23/11 kl. 10:30. - Ind Stavids Å d. 13/12 kl. 10:25.

Tabel 3-1. Akustikmærkning af havørreder efteråret 1995. Fiskene blev fanget i henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet og udsat i Odense Fjord v. Klintebjerg. + angiver korrekt-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til åen hvor den blev fanget til mærkning. ÷ angiver fejl-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til modsatte å hvori den blev fanget til mærkning. 0 angiver, at fisken enten er blevet fanget i fjorden, eller at den ikke er pejlet siden mærkning og udsætning.

Sender #	Mærke- og udsætningsdato 1995	Havørred køn og længde	Havørred ophavslok.	Hændelses-type	Hændelsesforløb, med mindre andet er angivet henviser datoen til 1995
1990	31/10	♂ 49cm	Odense Å	÷	- Ind Stavids Å d. 19/11 kl. 11:52. - Garnfanget v. Vigelsø d. 20/1 1996 (farvet/udgydt - genudsat).
1991	8/11	♀ 54cm	Stavids Å, nedr.	÷	- I området OGK 09/11 kl. 15:02 - 09/11 kl. 20:27. - Ind Odense Å d. 9/11 kl. 15:02.
1992a	6/11	♀ 53cm	Odense Å, Lindved Å	0	- Garnfanget i Odense Fjord vest for Degstenene d. 8/11.
1992b	22/11	♀ 49cm	Stavids Å, nedr.	÷	- Ind Odense Å d. 23/11 kl. 19:39. - Lystfiskerfanget i Odense Å v. jernbanebroen nedstr. Ejbymølle d. 2/2 1996.
1993a	7/11	♂ 84cm	Odense Å, Lindved Å	0	- Garnfanget i Odense Fjord i Egense Dybet d. 11/11.
1993b	22/11	♀ 76cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 23/11 kl. 10:04. - Pejlet manuelt d. 30/11 i Stavids Å v. Otterupvej. - Lystfiskerfanget i Odense Havn d. 8/4 1996 (udgydt).
1994a	26/10	58 cm	Stavids Å	+	- Ind Stavids Å d. 27/10 kl. 01:35. - Elektrofisket i Stavids Å v. Ryds Å d. 22/11.
1994b	22/11	♂ 44cm	Stavids Å, nedr.	÷	- I området omkring OGK munding i perioden 26/11 - 04/12. - Ind Odense Å d. 04/12 kl. 04:57.
1995	9/11	♀ 42cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind OGK. 20/11 kl. 09:13. - Ud OGK. 30/11 kl. 03:50. - Ind Stavids Å d. 1/12 kl. 09:04.
1997	9/11	♂ 56cm	Stavids Å, Sværup Å	+	- Ind Stavids Å d. 10/11 kl. 21:15. - Lystfiskerfanget i Odense Kanal v. Fynsværket d. 16/1 1996.
1998	8/11	♀ 52cm	Stavids Å, nedr.	0	- Ingen meldinger.

Tabel 3-1. Akustikmærkning af havørreder efteråret 1995. Fiskene blev fanget i henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet og udsat i Odense Fjord v. Klintebjerg. + angiver korrekt-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til åen hvor den blev fanget til mærkning. ÷ angiver fejl-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til modsatte å hvori den blev fanget til mærkning. 0 angiver, at fisken enten er blevet fanget i fjorden, eller at den ikke er pejlet siden mærkning og udsætning.

Sender #	Mærke- og udsætningsdato 1995	Havørred køn og længde	Havørred ophavslok.	Hændelses-type	Hændelsesforløb, med mindre andet er angivet henviser datoen til 1995
1999	7/11	♀ 64cm	Odense Å, Lindved Å	+	- I området omkring OGK munding i perioden 08/11 - 18/11. - Ind Odense Å d.18/11 kl. 16:43. - Lystfiskerfanget i Odense Fjord v. Stige Ø d. 19/3 1996. Udgydt.
2000	5/11	♀ 57cm	Odense Å	÷	- Ind OGK 9/11 kl. 13:16. - Ud OGK 9/11 kl. 16:01. - Ind Stavids Å d. 10/11 kl. 08:55.
2001a	9/11	♀ 54cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 11/11 kl. 09.31. - Elektrofisket i Stavids Å v. Ryds Å d. 22/11 kl. 13:00.
2001b	22/11	♂ 68cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 27/11 kl. 00:46. - Manuelt pejlet i Stavids Å ca. 50 m nedstr. Otterupvej d. 30/11. - Garnfanget i Odense Fjord v. Bregnør d. 5/4.
2002	8/11	♀ 45cm	Stavids Å, nedr.	÷**	- Ind OK d. 10/11 kl. 11:30. - Ud OK. d. 10/11 kl. 15:17. - I området omkring OGK munding i perioden 11/11 - 18/11. - Ud Odense Å 18/12 kl. 14:34.
2004a	8/11	♂ 52cm	Stavids Å, nedr.	0	- Fanget i Odense Fjord i november.
2004b	22/11	♂ 51cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind Stavids Å d. 24/11 1995 kl. 21:05. - Garnfanget øst for Vigelsø d. 14 juni 1996.
2005	5/11	♂ 77cm	Odense Å	+	- Ind OK. d. 7/11 kl. 11:51. - Ud OK d. 12/11 kl. 10:50. - Pejlet manuelt d. 28/11 i OGK. - I området omkring OGK munding i perioden 12/11 - 25/12. - Fundet død i Odense Å v. Ejbygade d. 2/2 1996 (udleget).

Tabel 3-1. Akustikmærkning af havørreder efteråret 1995. Fiskene blev fanget i henholdsvis Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet og udsat i Odense Fjord v. Klintebjerg. + angiver korrekt-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til åen hvor den blev fanget til mærkning. ÷ angiver fejl-vandring, d.v.s., at fisken er vandret til modsatte å hvori den blev fanget til mærkning. 0 angiver, at fisken enten er blevet fanget i fjorden, eller at den ikke er pejlet siden mærkning og udsætning.

Sender #	Mærke- og udsætningsdato 1995	Havørred køn og længde	Havørred ophavslok.	Hændelses-type	Hændelsesforløb, med mindre andet er angivet henviser datoen til 1995
2006a	6/11	♂ 53cm	Odense Å, Holmehave bæk	0	- Garnfanget i Odense Fjord v.Gjersøhage d. 10/11.
2006b	22/11	♂ 56cm	Stavids Å, nedr.	+	- Ind OGK. d. 12/11 kl. 21:36. - Ud OGK d. 12/11 kl. 21:38. - Ind Stavids Å d. 24/11 kl. 23:44. - Elektrofisket i Stavids Å v. Otterupvej d. 30/11 kl. 13:00.

OK = Odense Kanal
OGK = Odense Gl. Kanal
* observationen skal tages med forbehold, da fisken ifald den ikke var blevet fanget, muligvis ville have søgt op i Stavids Å.
** observationen skal tages med forbehold da fisken forsvandt fra Odense Å.

Frekvensanalyse

På basis af Tabel 3-1 kan hændelses-typen for de 51 akustikmærkede havørreder opgøres. Hændelses-typen er opgjort i nedenstående 2 x 3 udfalds-tabel (Tabel 3-2).

Tabel 3-2. 2 x 3 udfalds-tabel for de 51 akustik-mærkede havørreder fra Odense Å og Stavids Å.

	Type 1 korrekt-vandring	Type 2 fejl-vandring	Type 3 fangede og ingen meldinger	Total
Havørreder fra Odense Å	13	3	4	14 + 2 +4 = 20
Havørreder fra Stavids Å	19	6	6	19 + 6 +6 = 31
Total	13 + 19 = 32	3 + 6 = 9	6 + 4 = 10	32 + 9 +10 = 20 + 31 = 41

På baggrund af Tabel 3-2 beregnes $G_{adj} = 0{,}16$, df = 2 ⇒ p>0,9 for **Nulhypotesen**: *Der er ingen forskel i frekvensfordelingen mellem typer af hændelser for havørreder stammende fra henholdsvis Odense Å og Stavids Å.*

Nulhypotesen godtages, hvis G_{adj}-værdien < 5,99 (df = 2). Konklusionen er således, at der ikke er statistisk signifikant forskel i frekvensfordelingen af de tre typer hændelser for havørreder, stammende fra henholdsvis Odense Å og Stavids Å, efter at de er akustik-mærket og udsat i Odense Fjord. Med andre ord: Frekvensfordelingen mellem hændelses-typerne "Korrekt-vandring", "Fejl-vandring" og "Fangede og ingen meldinger" for fisk fra Stavids Å er ikke statistisk signifikant forskellig fra frekvensfordelingen af samme hændelses-typer for fisk fra Odense Å.

Alternativt kan der ses bort fra hændelses-typen "fangede og ingen meldinger". Vandringstypen kan således opgøres i en 2 x 2 udfalds-tabel (Tabel 3-3).

Tabel 3-3. 2 x 2 udfalds-tabel for de 41 akustik-mærkede havørreder fra Odense Å og Stavids Å, som gik op i åerne efter mærkning.

	Type 1 korrekt-vandring	Type 2 fejl-vandring	Total
Fra Odense Å	13	3	14 + 2 = 16
Fra Stavids Å	19	6	19 + 6 = 25
Total	13 + 19 = 32	3 + 6 = 9	33 + 8 = 16 + 25 = 41

På bagrund af Tabel 3-3 beregnes $G_{adj} = 0,15$, $p = 0,83$ ("Fisher's exact test of independence") for **Nulhypotesen**: *Der er ingen forskel i frekvensfordelingen mellem typer af hændelser for havørreder stammende fra henholdsvis Odense Å og Stavids Å.*

Nulhypotesen godtages, hvis G_{adj}-værdien < 3,84 (df = 1). Konklusionen er således, at der ikke er statistisk signifikant forskel i frekvensfordelingen de to typer af hændelser for havørreder, stammende fra henholdsvis Odense Å og Stavids Å, efter at de er akustik-mærket og udsat i Odense Fjord. Med andre ord: Frekvensen af fisk fra Stavids Å, som fejlvandrer til Odense Å, er ikke statistisk signifikant forskellig fra frekvensen af fisk fra Odense Å, som fejlvandrer til Stavids Å.

Strejf-rate

Fejl-vandringsfrekvensen, også kaldet strejf-raten, beregnes på baggrund af Tabel 3-3 som antallet af Type 2-hændelser divideret med summen af Type 1- og Type 2-hændelser:

Strejf-rate Odense Å: 3/16 = 0,19
Strejf-rate Stavids Å: 6/25 = 0,24

Det er værd at bemærke, at der i syv tilfælde blev observeret havørreder, som i første omgang var "fejl-vandret" senere blev registreret i deres "rigtige" å. Fra Odense Å blev dette observeret for havørrederne med senderne 1975b, 1985, 1986 og 2005 og fra Stavids Å for havørrederne med senderne 1989, 1995, 2006b (Tabel 3-1). Tiden det tog for en fisk at foretage denne vandring fra den "forkerte" å til den "rigtige" å varierede fra ca. 6½ time til ca. 20 dage (Tabel 3-1).

Modsat blev det i seks tilfælde observeret, at fisk, som i første omgang var vandret til den "rigtige" å, senere blev observeret i den "forkerte" å. For Odense Å blev dette observeret for havørrederne med senderne 1973 og 2000 og fra Stavids Å for havørrederne med senderne 1978, 1982b, 1194b og 2002 (Tabel 3-1).

Adfærd i forbindelse med Odense Gl. Kanal

Ud af 13 havørreder, som trak op i Odense Å, var der otte som tog ophold i mere end ét døgn i Odense Gl. Kanal og i Odense Å omkring udløbet af Odense Gl. Kanal (Tabel 3-1). Opholdstiden i området for disse fisk varierede fra godt ét døgn til ca. 43 døgn. Tre af de ialt

seks fejl-vandrende havørreder fra Stavids Å udviste samme adfærd med opholdstider i området på mellem 6 - 13 døgn, inden de vandrede videre op i Odense Å. Der var ingen havørreder, som tog ophold i Odense Gl. Kanal gennem hele undersøgelsesperioden.

Genfanget akustikmærket havørred i Odense Å ved Brobyværk.

3.4 Diskussion

3.4.1 Forudsætninger og antagelser

Det var ved undersøgelsens start hensigten, at to-årssmoltene, som blev udsat i åerne i foråret 1995 og således præget til de respektive åer, skulle anvendes ved telemetriforsøget i efteråret 1995, når de som kønsmodne havørreder forventedes at vandre op i åen hvor de var udsat. Det viste sig, at det ikke var muligt at basere undersøgelsen på de udsatte to-års fisk, da de kun i ringe grad vandrede ud fra deres respektive åer (se kapitel 1). Antallet af disse fisk i Odense Fjord i efteråret 1995 var således meget beskedent, hvilket vanskeliggjorde fangsten af dem.

Som eneste aktuelle alternativ blev gydemodne havørreder fanget i de respektive åer ved elektrofiskeri. Fiskene blev akustik-mærket og udsat i fjorden.

Umiddelbart kan der kan der erkendes to svagheder ved denne metode:
1. Når fiskene fanges i åerne, vides det ikke om fisken allerede er strejfet fra den ene å til den anden.
2. Fiskene har, når de fanges i åen, allerede fundet vej fra fjorden til åen een gang.

ad 1. Forudsætningen for at havørreder, som allerede er gået op i åerne, kan anvendes ved undersøgelsen er, at havørrederne er trukket ud som smolt fra vandløbet, hvor de fanges og således ikke allerede er fejl-vandret. Det er ikke muligt at afgøre om denne forudsætning er opfyldt. Imidlertid forventes det, at strejfraten til Stavids Å fra Odense Å ikke er større end fundet i andre vandsystemer. Det vil sige, at havørreder i Stavids Å kan betragtes som en repræsentativ sammensætning af strejfere og ikke strejfere (d.v.s. et "normalt billede" for en havørredsammensætning i et vandløb, med hensyn til strejfere). Havørrederne fra Stavids Å kan således opfattes som en kontrolgruppe til havørrederne fra Odense Å. Med andre ord, hvis fiskene fra de to åer opfører sig ens m.h.t strejfning, påvirker Fynsværkets kølevand ikke opvandringen af gydehavørreder til Stavids Å, som stammer fra dette vandløb. Omvendt, hvis strejf-raten for gydehavørreder fra Stavids Å er større end strejf-raten for gydehavørreder fra Odense Å, påvirker Fynsværkets kølevand opvandringen af gydehavørreder, som stammer fra Stavids Å.

ad 2. Antagelsen om, at havørreder opfisket i Stavids Å kan benyttes som kontrolgruppe, er kun gyldig under forudsætning af, at de mærkede havørreders vandring er upåvirket af, at de allerede er opvandret fra fjorden til åen een gang. Der findes, så vidt vides, ingen beskrivelse af denne problemstilling i litteraturen, og det vides derfor ikke, om denne antagelse er gyldig.

Telemetriundersøgelsen kan resulterer i følgende tre hændelses-typer:

A. Strejf-raten for de to åer er ens.

B. Strejf-raten for havørrreder fra Stavids Å er større end strejf-raten for havørreder fra Odense Å.

C. Strejf-raten for havørrreder fra Odense Å er større end strejf-raten for havørreder fra Stavids Å.

På grundlag af ovenstående er det muligt at drage følgende konklusioner ved udfald af de tre respektive hændelser:

ad A. Selv om resultatet giver en indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker havørredgydeopgangen til Stavids Å, er det ikke muligt, at konkludere endeligt om dette forhold.

ad B. Fynsværkets kølevandsudledning øger strejf-raten for gydehavørreder fra Stavids Å til Odense Å.

ad C. Fynsværkets kølevandsudledning øger strejf-raten for gydehavørreder fra Odense Å til Stavids Å.

3.4.2 Fejl-vandringer

Frekvensanalyse
2 x 3 udfalds-frekvensanalysen af udfaldet af hændelsestyperne for akustik-mærkede havørreder viste, at der er ingen forskel var i frekvensfordelingen mellem hændelses-typerne: "Korrekt-vandring", "Fejl-vandring" og "Fangede og ingen meldinger" for havørreder fra Odense Å og Stavids Å ($p>0,9$).

2 x 2 udfalds-frekvensanalysen af udfaldet af hændelsestyperne for akustik-mærkede havørreder viste, at der er ingen forskel var i frekvensfordelingen mellem hændelses-typerne: 1. Korrekt-vandring og 2. Fejl-vandring for havørreder fra Odense Å og Stavids Å (G_{adj} = 0,15, df =1, p = 0,83).

Det vil sige, at det ikke er statistisk påviseligt, at andelen af havørreder fra Stavids Å, som fejlvandrer til Odense Å, er større end antallet af havørreder fra Odense Å, som fejlvandrer til Stavids Å.

Havørreder vender i stor udstrækning tilbage til lokaliteten i vandløbet, hvor klækning og opvæksten skete, og man har observeret at havørred anvender samme gydeplads år efter år (Le Cren 1984). Dette betyder, at havørreder er i stand til at "huske" lokaliteten i vandløbet, hvor opvæksten skete - dette kaldes "local homing". Mekanismerne bag denne evne kendes ikke i detaljer, men der er enighed om, at det er en kompleks proces, hvor fisken bruger både syn, lugtesans og magnetsensitivitet (Stabell 1984; Shearer 1992). Bertmar (1979) undersøgte synets og lugtesansens betydning for havørreders evne til homing. Han fandt, at begge sanser var vigtige. Dog synes lugtesansen at være mest betydende, når ørreden finder tilbage til estuariet, mens synet er vigtigst, når fisken finder vej til og i selve vandløbet.

Det er derfor tænkeligt, at lugtesansen ikke er den dominerende sans, som havørrederne i Odense Fjord benytter, når de finder vej fra fjorden til vandløbene. Således er det sandsynligt, at udledningen af kølevand ikke påvirker gydehavørredopgangen i Stavids Å i væsentlig grad.

Havørreder fra Stavids Å forventes at søge op i Stavids Å for at gyde, ligesom havørreder fra Odense Å forventes at søge til Odense Å for at gyde. Dog forekommer der almindeligvis fejl-vandringer også kaldet strejfning. Strejfere er havørreder, som gyder i andre vandløb, end

hvor de er klækket og opvokset. Carlin (1964) konstaterer, at homing-mekanismerne for ørrred er mindre udviklede end homing-mekanismerne for laks. Berg & Berg (1989) fandt ved en undersøgelse i Vardnes i Norge en strejf-rate på 15,5% for havørreder. De undersøgte havørreder var alle opvokset i vandløbet. Der kan forventes en endnu højere strejf-rate for mundingsudsatte fisk, som ikke har samme prægning til vandløbet, som fisk opvokset i vandløbet (Bertmar 1979, Debowski & Bartel 1994).

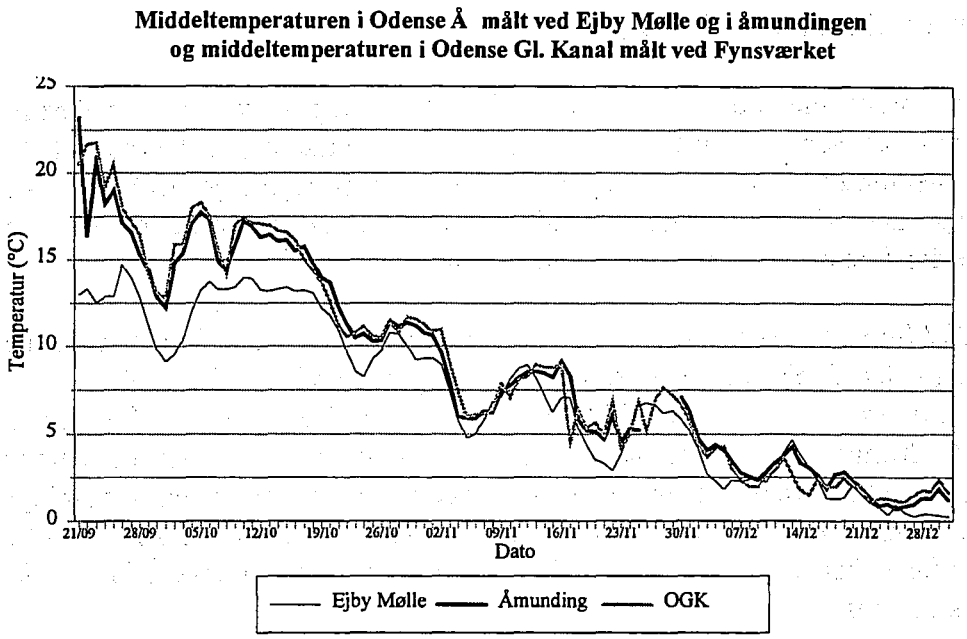
Debowski & Bartel (1994) fandt, at strejf-raten for mundingsudsatte ørredsmolt fra små vandløb (2,25 - 14,6 m^3/sek.) var højere en strejf-raten for et stort vandløb (371 m^3/sek.). De mundingsudsatte smolt fra det store vandløb opholdt sig tilsyneladende længere tid i flodmundingen end smolt fra de små vandløb. Den højere strejf-rate fra de små vandløb tilskrives på denne baggrund dels dårligere prægning, dels at høj vandføring tiltrækker opvandrende havørreder.
Er dette også tilfældet for vilde gydehavørreder, kan der forventes en højere strejf-rate for gydehavørreder stammende fra Stavids Å, end for gydehavørreder stammende fra Odense Å.

Berg & Berg (1987) fremsætter en hypotese omkring de selektive fordele ved strejfning: Ørreder fra vandløb med ustabile miljøforhold, f.eks. vandløb som udtørrer eller har meget lav vandføring i opgangsperioden, vil i kraft af højere formeringssucces have en tilpasningsmæssig fordel af at strejfe og gyde i et andet vandløb.

Der kan altså forventes strejfere fra både Stavids Å og Odense Å. Stavids Å er, som beskrevet i Kapitel 4, et vandløb hvor lav og ustabil vandføring forekommer i havørredopgangsperioden. En højere strejf-rate for havørrederne fra Stavids Å end for havørrederne fra Odense Å vil således kunne forventes. Dette blev ikke bekræftet af nærværende undersøgelse. For Odense Å blev strejf-raten for akustik-mærkede havørreder beregnet til 0,19, mens den for Stavids Å blev beregnet til 0,25, men forskellen mellem de to strejf-rater er ikke statistisk signifikant ($p = 0.83$).

3.4.3 Effekt af kølevandsudledningen på havørreds adfærd

Det blev observeret, at en stor andel af havørrederne, som gik op i Odense Å, tog ophold i mere end ét døgn i Odense Gl. Kanal og i Odense Å omkring udløbet af Odense Gl. Kanal (8 ud af 13). Opholdstiden i området for disse fisk varierede fra godt et døgn til ca. 43 døgn. Desuden tog tre af de ialt seks fejl-vandrende havørreder fra Stavids Å ophold i området på mellem 6 - 13 døgn, inden de vandrede videre op i Odense Å. Der var ingen havørreder, som tog ophold i Odense Gl. Kanal gennem hele undersøgelsesperioden.
Temperaturforholdene i Odense Å og Odense Gl. Kanal 21. september - 31. december 1995, målt ved henholdsvis Ejby Mølle, i åmundingen og i Odense Gl. kanal ved kølevandsudledningspunktet, fremgår af Figur 3-4.



Figur 3-4. Middelvandtemperaturen i Odense Å og Odense Gl. Kanal målt ved henholdsvis Ejby Mølle, åmundingen og i Odense Gl. Kanal ved Fynsværket.

Middeltemperaturen målt over hele perioden var 7,2 °C ved Ejby Mølle, 8,9 °C i åmundingen og
8,9 °C i Odense Gl. Kanal målt ved udledningspunktet. Kølevandsudledningen forårsager altså en temperaturstigning på ca. 1,7 °C i den nederste del af Odense Å i perioden 21. september - 31. december.

Foreliggende undersøgelse indikerer altså, at kølevandsudledningen påvirker ørreder under gydevandringen til at tage et ophold i det varme kølevand af en kortere eller længere varighed. Tilsvarende forhold er fundet ved andre undersøgelser af fisks adfærd i forbindelse med udledningen af kølevand. Således fandt Nyman (1975) ved et telemetristudie af ørred, ål og rimte i forbindelse med to kraftværkers kølevandsudledning i Sverige, at de tre arter blev tiltrukket af det varme kølevand i vintermånderne, mens gulål blev også blev tiltrukket af det varme vand i sommermånederne. Havørred blev tiltrukket af det varme kølevand, når den omgivende vandtemperatur var under 15 - 16 °C. Når den omgivende vandtemperatur oversteg 15 - 16 °C fjernede havørred sig fra kølevandet.

Johnsen (1977) undersøgte ved hjælp af akustik-telemetri gydevandrende ørreds og andre arter af laksefisks bevægelsesmønster omkring en kølevandsudledning. Han fandt, at bevægelsesmønsteret var karakteriseret ved, at fiskene svømmede ind og ud af det varme vand, samtidig med at de foretog hyppige retningsændringer (Johnsen 1977). Fiskene blev i kølevandsområdet mellem 3 og 22 timer, før de fortsatte gydevandringen. Dette bevægelsesmønster var forskelligt fra fiskenes bevægelsesmønster observeret i området udenfor kølevandspåvirkningen. Her var bevægelsesmønsteret karakteriseret ved en hurtig lige og fremadrettet bevægelse. Denne adfærd var den samme, som blev fundet i kølevandsudledningsområdet årene før kraftværket blev taget i anvendelse. Temperaturen i kølevandet ved denne undersøgelse var ca. 10 °C højere end det omgivende vands temperatur, altså en betydelig større temperaturforskel end observeret i foreliggende undersøgelse.

3.4.4 Forslag til videre undersøgelser

Som tidligere nævnt blev opgangshavørreder, fanget i de respektive åer ved elektrofiskeri, anvendt i forsøget. Selv om undersøgelsen har givet en indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker havørredgydeopgangen til Stavids Å, vurderes det, med baggrund i diskussionsafsnittet 3.4.1, ikke muligt, at konkludere endeligt om dette forhold. Derfor foreslås følgende undersøgelse gennemført:

I foråret 1997 finneklippes et antal smolt, som mundingudsættes i henholdsvis Odense Å, Stavids Å og f.eks. Geels Å eller Vejrup Å (smoltpuljen, som i forvejen skal mundingsudsættes, anvendes, f.eks. 10.000 smolt i hver å). De tre grupper finneklippes forskelligt (fedtfinne, højre brystfinne og venstre bugfinne). I efteråret 1999 elektrofiskes der efter gydemodne havørreder i de tre åer. Havørreder stammende fra de tre udsætninger registreres. I hvert vandløb sammenholdes antallet af strejfere fra de to øvrige vandløb, hvorved det f.eks. kan afgøres, om der er forskel i strejf-raten til Odense Å for fisk fra henholdsvis Stavids Å og Geels Å.

Sammenholdes resultatet fra ovenstående foreslåede undersøgelse senere med resultaterne i nærværende undersøgelse, vil det være muligt, at vurdere gyldigheden af antagelserne gjort i afsnit 3.4.1.

3.4 Konklusion

I perioden 11. oktober - 22. november 1995 blev 20 havørreder opfisket i Odense Å-systemet og 31 havørreder opfisket i Stavids Å-systemet, ialt 51 fisk, mærket med akustiske telemetrisendere. Frekvensen af fejl-vandringer, kaldet strejf-raten, fra det ene å-system til det andet blev sammenholdt statistisk.

For Odense Å blev strejf-raten for akustik-mærkede havørreder beregnet til 0,19, mens den for Stavids Å blev beregnet til 0,25. Forskellen mellem de to strejf-rater er ikke statistisk signifikant
($p = 0,83$).

Telemetri-undersøgelsen viser, at gydemodne havørreder opfisket i Stavids Å, ikke i højere grad end havørreder opfisket i Odense Å, trækker op gennem Odense Å's nedre del og "fanges" i kølevandsudløbet i Odense Gl. Kanal, hvor de kan mærke vandet fra Stavids Å.

Det blev observeret, at en stor andel af de mærkede havørreder (8 ud af 13), som senere vandrede op i Odense Å, tog ophold i mere end ét døgn i Odense Gl. Kanal og i Odense Å omkring udløbet af Odense Gl. Kanal. Opholdstiden i området for disse fisk varierede fra godt ét døgn til ca. 43 døgn. Desuden tog tre af de ialt seks fejl-vandrende havørreder fra Stavids Å ophold i området på mellem 6 - 13 døgn, inden de vandrede videre op i Odense Å. Ved andre undersøgelser er lignende mønstre for havørreders og andre laksefisks vandring observeret i forbindelse med kølevandsudledninger, og det er sandsynligt, at dette ophold skyldes udledningen af varmt kølevand.

Selv om undersøgelsen har givet en indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker havørred opgangen til Stavids Å, vurderes det ikke muligt, med baggrund i metoden anvendt i undersøgelsen, at konkludere endeligt om dette forhold (jvf. hændelses-type "A" i afsnit 3.4.1). Derfor er der givet foreslag til en supplerende undersøgelse, som skal gøre det muligt at foretage en sådan konklusion.

4 Undersøgelse af havørredopgangen til Odense Å og Stavids Å systemerne

4.1 Indledning

Nærværende undersøgelse er en del af en mere omfattende undersøgelse, hvis formål er at klarlægge evt. problemer for havørred og ål i forbindelse med deres passage af Fynsværkets kølevandsindtag og -udledning. For en nærmere beskrivelse af denne problemstilling henvises til afsnittet "*Problemstilling omkring Fynsværket i relation til fiskebestandene*" forrest i denne rapport.

For at kunne vurdere effekten af Fynsværkets kølevandsindtag og -udledning på havørredbestandene i Odense Å- og Stavids Å-systemet er det afgørende at kende størrelsen af havørredgydebestandene i de respektive åsystemer. Havørredopgangen i Odense Å og Stavids Å formodes at være mindre end forventet (Fyns Amt 1990b), og dette er blevet sat i forbindelse med Fynsværket, men forholdet er imidlertid ikke dokumenteret.

Nærværende undersøgelse tager udgangspunkt i at estimere størrelsen af havørredopgangen i Odense Å og Stavids Å systemerne. Opgangen relateres til henholdsvis størrelsen af smoltudtrækket fra å-systemerne og havørreddødeligheden i Odense Fjord.

4.2 Materialer og metoder

4.2.1 Opgangsfælderne

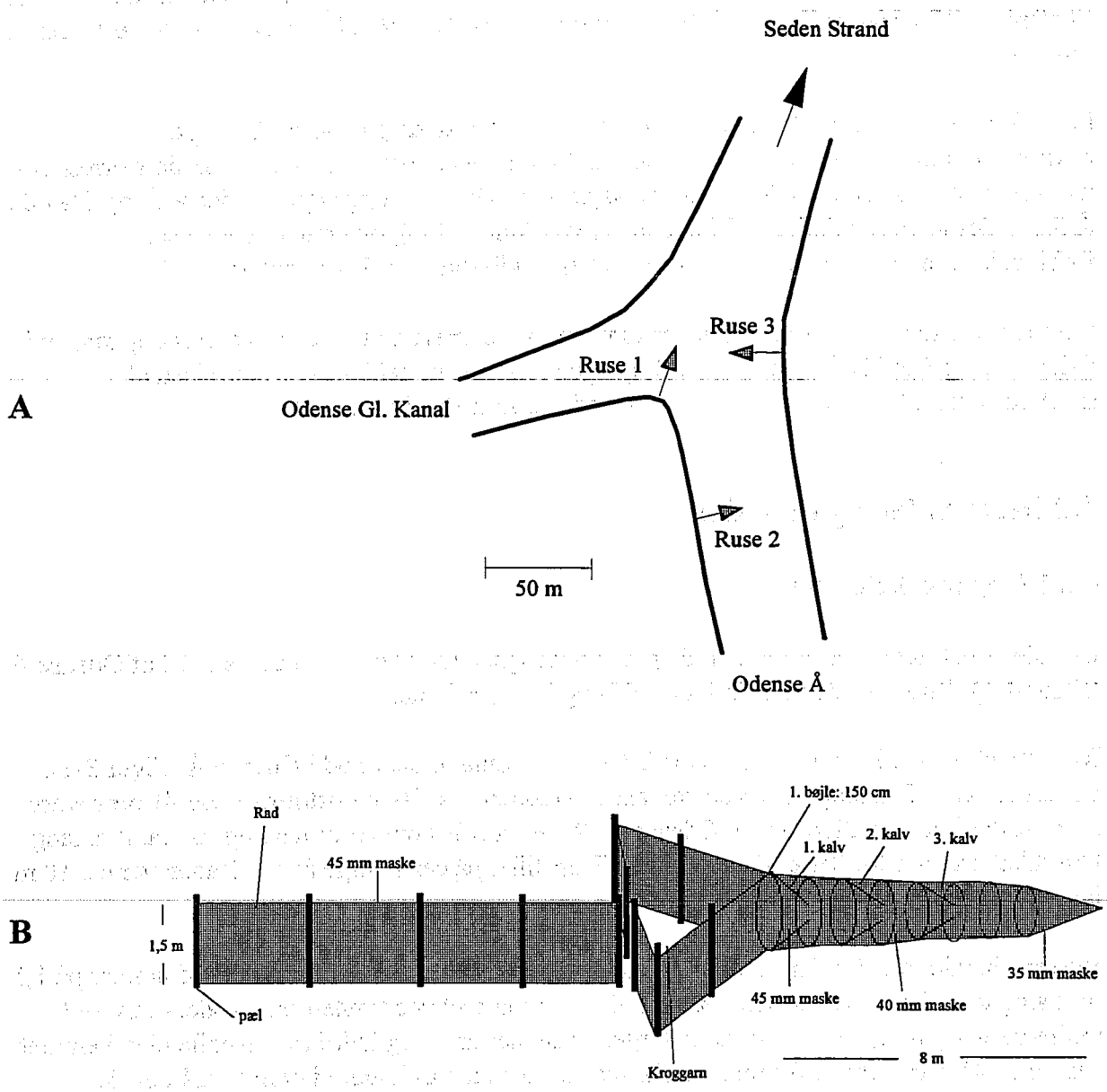
Der blev opstillet tre ørredruser til fangst af opgangshavørreder i den nederste del af Odense Å (Figur 4-1). Ruserne adskilte sig kun ved længden af raderne.

Ruse #1 blev opstillet på hjørnet hvor Odense Gl. Kanal munder ud i Odense Å (Figur 3-1). Raden var ca. 15 m lang og havde kontakt til bredden. Ca. 50 m opstrøms Ruse #1 blev Ruse #2 opstillet i den vestlige side af Odense Å. Raden havde kontakt til land og var ca. 8 m lang. Umiddelbart over for Ruse #1, blev Ruse #3 opstillet på den østlige åbred. Raden var ca. 10 m lang og havde kontakt til land.

Ruserne havde to 1,8 m lange arme, tre kalve og otte bøjler med en første bøjlediameter på 1,5 m. Længden af ruserne var 8 m. Første-kalv var monteret ved første-bøjle, anden-kalv ved tredje-bøjle og tredje-kalv ved femte-bøjle. I rusernes arme og indtil tredje-bøjle blev benyttet garn med 45 mm halvmaske (halvmaske måles fra knude til knude) i tvundet tråd nr. 5. Mellem tredje- og femte-bøjle blev der benyttet garn med 40 mm halvmaske i tvundet tråd nr. 5 og i den resterende del af ruserne garn med 35 mm halvmaske i tvundet tråd nr. 6. Til rad- og kroggarn, som havde en højde på 1,5 m, blev benyttet garn med 45 mm halvmaske i tvundet tråd nr. 5.

Undersøgelsesprocedure opgangsruserne
Ruserne blev opsat i perioden 20. september - 1. oktober 1995 og nedtaget d. 7. december 1995. Opsætningen af en ruse tog mellem to og fem timer afhængig af forholdene (dybde, strøm, vejr o.s.v.). Der blev løbende gennem hele perioden foretaget justeringer af ruserne for at optimere fangsteffektiviteten.

I hele undersøgelsesperioden fiskede alle ruserne, med få undtagelser, alle ugens dage. I alle tilfælde fiskede mindst to af de tre ruser. Ruserne blev røgtet hver, eller hver anden dag mellem kl. 8 og kl. 17. I enkelte tilfælde fiskede ruserne i tre dage mellem røgtningerne.



Figur 4-1. A: De tre ørredrusers placering i Odense Å.
B: Skitse af ørredruse.

4.2.2 Elektrofiskeri

Der blev i efteråret 1995 gentagne gange foretaget elektrofiskeri i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å med henblik på at bestemme havørredbestandenes størrelse ved fangst/genfangst-metoden.

I Odense Å og Stavids Å blev der fisket med en 4.500 W generator tilkoblet to anodeelektroder. I Lindved Å blev der fisket med en 1.200 W generator tilkoblet en anodeelektrode.

I Odense Å foregik elektrofiskeriet fra båd og ved vadning, afhængig af vanddybden. Fiskeri ved vadning blev, når det var muligt, foretrukket. I Lindved Å foregik fiskeriet udelukkende ved vadning. I Stavids Å foregik fiskeriet ligeledes ved vadning bortset fra i den nederste del åen, hvor der blev fisket fra båd, da vadning ikke var muligt.

Der blev udført 8 befiskninger af Lindved Å, 12 i Odense Å og 9 Stavids Å:

Elektro-befiskninger i Lindved Å efteråret 1995:

1. d. 26. september, Lindved Å, Asfaltfabrikken til Blangstedgaard.
2. d. 14. oktober, Lindved Å, Asfaltfabrikken-Jernbanebroen.
3. d. 18. oktober, Lindved Å, 0 - 0,3.
4. d. 28. oktober, Lindved Å, 0,3 - Jernbanebroen og 2,2 - 2,6.
5. d. 29. oktober, Lindved Å, 1,8 - 3,8.
6. d. 6. november, Lindved Å, opstr. Blangstedgaard.
7. d. 9. november, Lindved Å, 0,3 - Jernbanebroen og 2,0 - Blangstedgaard.
8. d. 21. november, Lindved Å, 0,3 - 6,0.

Tallene angiver længden af strækningen målt fra Lindved Å's udløb i Odense Å. F.eks. angiver 1,8 - 3,8 at der er elektrofisket på strækningen 1,8 km - 3,8 km opstrøms Lindved Å's udløb i Odense Å.

Elektro-befiskninger i Odense Å efteråret 1995:

1. d. 27. september, Odense Å, v. Munkemose og Fruens Bøge.
2. d. 28. september, Odense Å, v. Fruensbøge.
3. d. 29. september, Odense Å, v. Tivoli, Fruens Bøge, Skovsøen og Dalum Papirfabrik.
4. d. 10. oktober, Odense Å, v. Havhesten og Ejby Mølle.
5. d. 11. oktober, Odense Å, v. Dalum Papirfabrik og Holmehave Bæk.
6. d. 24. oktober, Odense Å, Ejby Mølle og Dalum Papirfabrik.
7. d. 25. oktober, Odense Å, Dalum Papirfabrik og Brobyværk.
8. d. 1. november, Odense Å, Ejby Mølle og Munke Mose.
9. d. 2. november, Odense Å, Dalum Papirfabrik og Fruens Bøge.
10. d. 3. november, Odense Å, Dalum Papirfabrik.
11. d. 6. november, Odense Å, Holmehave Bæk og Bellinge Bro.
12. d. 21. november, Odense Å, Brobyværk.

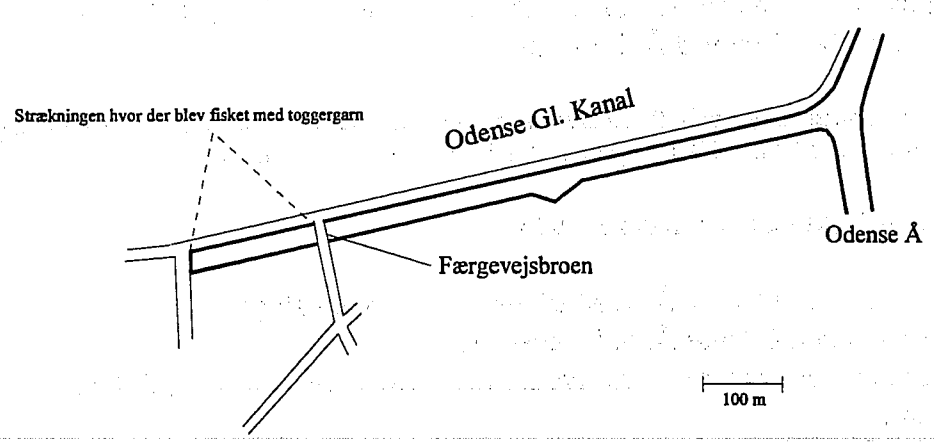
Elektro-befiskninger i Stavids Å efteråret 1995:

1. d. 8. oktober, Stavids Å, nedre.
2. d. 15. oktober, Stavids Å, Karolinekilden.
3. d. 26. oktober, Stavids Å, Karolinekilden.
4. d. 30. oktober, Stavids Å, 8,0 km - 11,8 km opstrøms Stavids Å's udløb i Odense Havn.
5. d. 8. november, Stavids Å, Karolinekilden.
6. d. 9. november, Stavids Å, tilløbene Ryds Å og Sværup Mølle Å.
7. d. 22. november, Stavids Å, nedre.
8. d. 30. november, Stavids Å, nedre.
9. d. 12. december, Stavids Å, nedre.

"Nedre" betegner strækningen i Stavids Å fra Otterupvej til Ryds Å's udløb.

4.2.3 Toggergarnsfiskeri

Der blev fisket med toggergarn i alt 17 aftener i Odense Gl. Kanal i perioden 18. september - 4. december 1995. Desuden blev der d. 16. oktober forsøgt toggergarnsfiskeri i Odense Å, nedstrøms Odense Gl. Kanal. Dette var dog ingen succes, da toggergarnet blev ødelagt på grund af uegnede bundforhold (pæle, cykler o.s.v.). Figur 4-2 viser strækningen, hvorpå toggergarnsfiskeriet blev foretaget.



Figur 4-2. Skitse af Odense Gl. Kanal. Strækningen hvorpå der blev fisket med toggergarn er markeret.

Toggergarnene, som blev anvendt i Odense Gl. Kanal, var 28 m lange og havde en højde på 1,8 m. Et toggergarn består af et finmasket sættegarn med et stormasket spejlgarn hængende på hver side (se evt. Muus & Dahlstrøm 1989). Ørreder, som forsøger at svømme gennem garnet, trækker det finmaskede net med gennem en maske i det stormaskede net og fanges således i en pose. Sættegarnet var i 50 mm multimonofilgarn og spejlgarnet i 300 mm monofilgarn.

Fangstmetoden er skånsom over for fisk og er derfor velegnet til fiskeribiologiske undersøgelser, hvor man ønsker at kunne genudsætte dem.

Da fisk kan se toggergarnet ved dagslys, foregik fiskeriet efter mørkets frembrud. Ved hjælp af et reb blev toggergarnet udbredt i den øvre ende af Odense Gl. Kanal. Toggergarnet blev trukket nedstrøms med en hastighed tilsvarende strømhastigheden, så langt som det var muligt, d.v.s. til ca. 20 m opstrøms Færgevejsbroen. Hvert træk tog ca. ½ time og der blev foretaget 4 - 7 træk pr. gang. Toggergarnsfiskeri var ikke muligt nedstrøms Færgevejsbroen på grund af uegnede bundforhold (pæle o.a.)

4.2.4 Behandling af fangsten. Ruse-, elektro- og toggergarns-fiskeri

Fangsten af havørred blev opgjort ved de tre typer af fiskeri. I perioden 18. september - 1. november 1995 blev alle havørreder individuelt mærket med en rød panjetfarvekode. Fangstlokaliteten blev noteret ,og fiskene blev genudsat i området, hvor de var fanget. Dette skete dels med henblik på at lave et bestandsestimat ved fangst/genfangst-metoden for havørrederne i Odense Å og dels for at undersøge, om havørrederne blev stående i den nederste del af Odense Å og Odense Gl. Kanal.

Der blev taget skælprøver af ørreder, hvis der var tvivl om, de var udsatte fisk eller ej (udsat som store fangstklare ørreder - såkaldte put & take-ørreder). Skællene blev senere analyseret, og det blev afgjort, om fisken var en havørred eller en put & take-ørred. Efter d. 1. november blev genfangster registreret.

Et antal gydemodne havørreder blev desuden frataget til telemetri-mærkning (se Kapitel 3) og til strygning på Elsesminde Produktionshøjskole. Ved beregning af bestandsstørrelserne er der taget højde for dette forhold.

Totallængden blev målt til nærmeste hele cm. Fiskene blev kønsbestemt, såfremt dette var muligt, og opdelt i grupperne hunner, hanner og umodne (umodne havørreder, som trækker op i åerne om efteråret og vinteren, kaldes populært for "grønlændere"). Desuden blev det noteret, om fisken var udleget eller på vej mod gydning. Alle fangede ørreder blev undersøgt for panjet-tatoveringer, finneklipninger og Carlin-mærker.

I foråret 1995 blev der i alt udsat 12.000 stk. 2-års ørredsmolt, fordelt med 5.000 stk. på tre stationer i Odense Å, 2.000 stk. på to stationer i Lindved Å og 5.000 stk. på tre stationer i Stavids Å. De nøjagtige udsætningslokaliteter og -tidspunkter fremgår af afsnit 1.2.3, tabellerne 1-2, 1-3 og 1-4. Til hver udsætning blev der benyttet en specifik farve- og finneklipkode. Det estimerede antal udtrækkende smolt fra de respektive stationer fremgår af tabellerne 1-2, 1-3 og 1-4.

De udsatte 2-årssmolt viste sig imidlertid utilbøjelige til at trække ud af deres respektive åer (se Kapitel 1). I perioden 15. - 22. maj 1995 blev der foretaget elektrofiskeri i de tre åer med det formål at fange de udsatte smolt og genudsætte dem i Odense Fjord. Antallet af opfiskede og genudsatte fisk fremgår af Appendix 1.

Fangsten af havørreder i de tre åer i efteråret 1995, stammende fra udsætningerne af to-års smolt og opfiskningerne af disse (se Kapitel 1 og Appendix 1), blev opgjort, og

udsætningslokaliteten registreret.

4.2.5 Beregninger

Ud fra forholdet mellem mærkede og umærkede gydemodne fisk i fangsten kan den samlede havørredgydebestand beregnes (Ricker 1975):

$$N = \frac{(M+1)(C+1)}{(R+1)}$$

hvor N = det estimerede havørredgydebestand
M = antal mærkede havørreder totalt
C = antal fangne havørreder
R = antal mærkede havørreder i fangsten

Variansen på havørredeestimatet kan udregnes som angivet i Ricker (1975).

Fiskeriets effektivitet (P) kan beregnes som:

$$P = \frac{C}{N}$$

Variansen på P, Var(P), kan udregnes som:

$$Var(P) = \frac{R(C-R)}{M^2 * C}$$

P for gydemodne havørreder blev anvendt til at estimere bestandsstørrelsen af umodne ørreder (grønlændere) og bestandsstørrelsen af havørreder udsat som 2-årsfisk.

4.2.6 Statistiske metoder

Under antagelse af at rusefangsterne direkte afspejler havørredopgangen i Odense Å, blev Spearman Rank-korrelationskoefficienter (Sokal & Rolfe 1995) bestemt mellem henholdsvis den daglige og ugentlige havørredfangst og en række parametre.

Ændringen i daglig middelvandtemperatur og daglig middelvandføringen er defineret som henholdsvis middelvandtemperaturen dag 1 minus middelvandtemperaturen dag 2 og middelvandføringen dag 1 minus middelvandføringen dag 2.

Det blev ved hjælp af en G-test undersøgt (Fowler and Cohen 1990; Sokal & Rolf 1995), om der var forskel i kønsfordelingen mellem havørreder fanget i Odense Gl. Kanal/nedre del af Odense Å, og havørreder fanget på gydepladserne i Odense Å.

4.3 Resultater

Størrelsen af de estimerede havørredgydebestande i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å fremgår af Tabel 4-1.

Tabel 4-1. Estimeret havørredgydebestand i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å efteråret 1995. Havørredgydebestanden er estimeret ved fangst-genfangstmetoden (Ricker 1975).

Å-system	Antal fangster efter 1. november (C)	Antal mærkede før 1. november (M)	Antal genfangster efter 1. november (R)	Effektivitet (p)	Bestandsestimat havørredgydebestand 95% konf. i parentes (N)
Odense Å-systemet (eksl. Lindved Å)	202	123	46	0,377 (0,471 - 0,283)	536 (404 - 728)
Lindved Å	74	44	19	0,438 (0,270 - 0,605)	169 (110 -270)
Odense Å-systemet (inkl. Lindved Å)	-	-	-	-	705 (519 - 891)
Stavids Å	112	59	23	0,396 (0,253 - 0,539)	283 (192 - 435)

4.3.1 Odense Å

I Odense Å blev der i hele undersøgelsesperioden fanget i alt 325 kønsmodne havørreder ved elektrofiskeri, toggergarnsfiskeri og rusefiskeri.

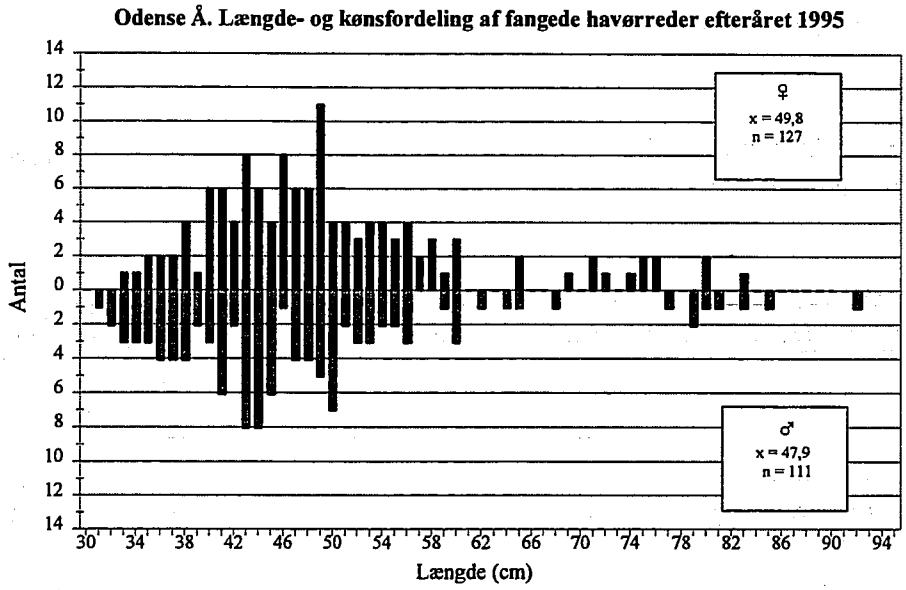
46 af de 325 havørreder var genfangster. 238 havørreder blev kønsbestemt, 127 hunner og 111 hanner (Figur 4-3). Dette svarer til, at hunner udgør ca. 53% af gydebestanden og hanner ca. 47%.

Ved elektrofiskeriet i selve Odense Å og tilløb blev ialt 192 havørreder kønsbestemt, 112 hunner og 80 hanner. Dette svarer til, at hunner udgør ca. 58% af gydebestanden og hanner ca. 42%.

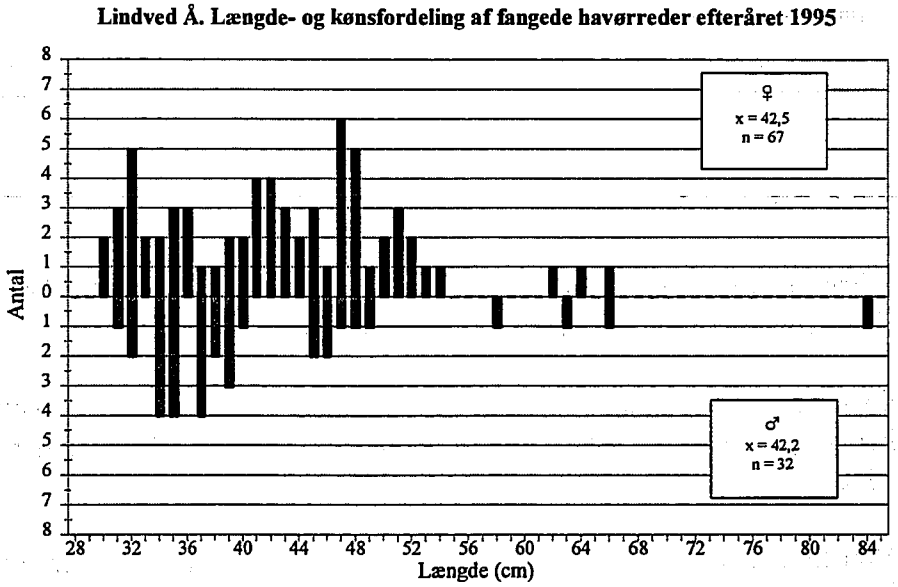
Det ses, at havørredbestanden domineres af fisk i længden 34 - 60 cm, d.v.s. fisk med én - fire sæsoner i havet (0+ - 3+).

Figurene 4-3 - 4-5 viser længde- og kønsfordeling for de fangede havørreder i henholdsvis Odense Å, Lindved Å og Stavids Å efteråret 1995.

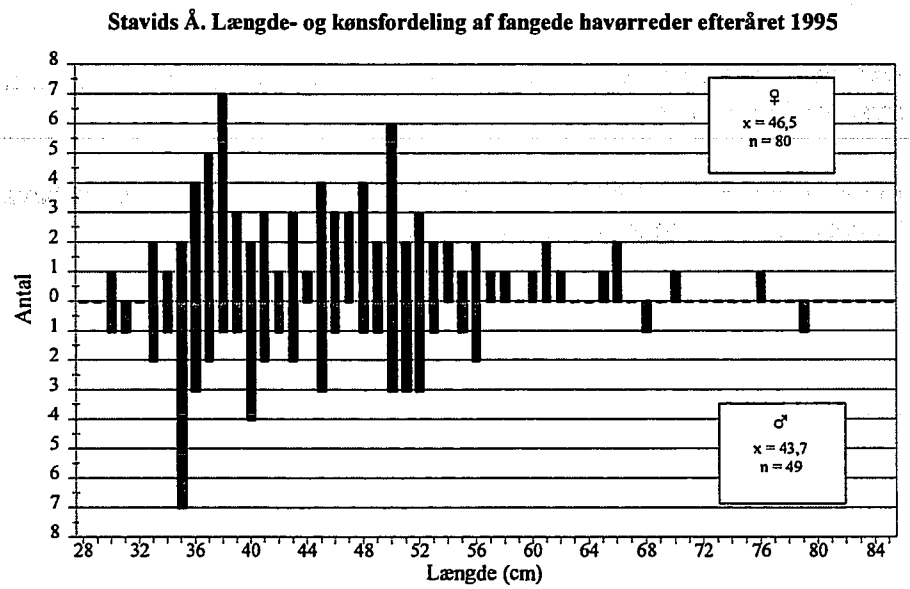
Figur 4-3.
Længde- og kønsfordeling af de fangede havørreder i Odense Å, efteråret 1995. Øverst er vist længde fordelingen for alle målte hunner og nederst for alle målte hanner.



Figur 4-4.
Længde- og kønsfordeling af de fangede havørreder i Lindved Å, efteråret 1995. Øverst er vist længde fordelingen for alle målte hunner og nederst for alle målte hanner.



Figur 4-5.
Længde- og kønsfordeling af de fangede havørreder i Stavids Å, efteråret 1995. Øverst er vist længde fordelingen for alle målte hunner og nederst for alle målte hanner.



Toggergarnsfiskeri
I Odense Gl. Kanal blev der ved toggergarnsfiskeriet i alt fanget 22 havørreder i undersøgelsesperioden. Heraf var fire umodne fisk, fem udsatte to-årsfisk og de resterende 13 fisk kønsmodne havørreder. Af de 13 kønsmodne havørreder var 11 hanner og to hunner.

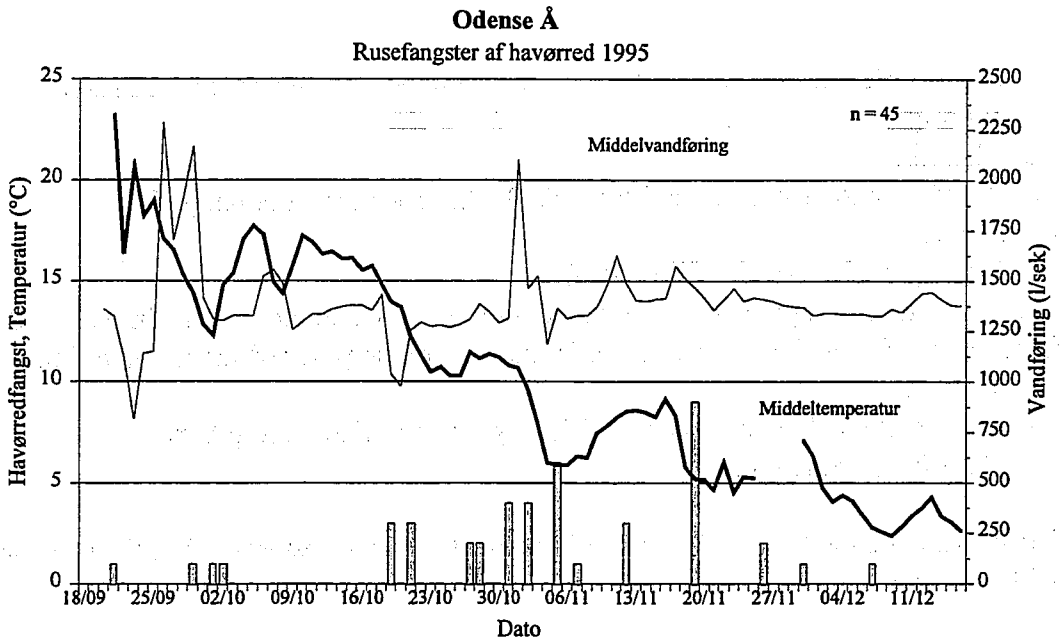
Rusefiskeri
I ruserne i Odense Å blev der ialt fanget 85 havørreder i undersøgelsesperioden. Fiskene fordelte sig som følger:
- 11 udsatte 2-årsfisk.
- 18 umodne, heraf 1 genfangst (mærket i Ruse #2 d. 28. september, genfanget i Ruse #1 d. 3. oktober).
- 45 gydemodne opgangshavørreder (Figur 4-6).
- 10 udgydte nedfaldsfisk fanget i perioden 26. november - 3. december. Heraf én havørred elektrofisket og mærket ved Brobyværk, genfanget som en udgydt nedfaldsørred d. 30. november i Ruse #3.
- én havørred mærket med akustik-sender nr. 1975 og udsat v. Klintebjerg blev genfanget i Ruse #1 (se Kapitel 3).

I alt 33 af de 45 kønsmodne havørreder fanget i ruserne blev kønsbestemt. 20 af fiskene var hanner og 13 hunner.

Kønsfordeling
Der var ingen statistisk påviselig forskel i kønsfordelingen mellem rusefangsterne (13♀ og 20♂) og toggergarnsfiskeriet (2♀ og 11♂) (G-test, $G_{adj} = 2{,}54 \Rightarrow p>0{,}1$).

Fiskene fanget ved rusefangsterne og toggergarnsfiskeriet blev herefter lagt sammen, og der blev testet for forskel i kønsfordelingen mellem ruse/toggergarnsfangsterne (15♀ og 31♂) og elektrofiskerifangsterne (112♀ og 80♂). Testen viste, at der var statistisk forskel i kønsfordelingerne med et højt signifikansniveau (G-test, $G_{adj} = 9{,}13 \Rightarrow p \leq 0{,}005$).

Havørredopgangen i Odense Å som funktion af temperatur, vandføring og dagsnummer
Fangsterne af kønsmodne opgangshavørreder i ruserne i Odense Å er sammenholdt med middeltemperaturen og middelvandføringen i Figur 4-6.



Figur 4-6. Havørredfangsterne i ørredruserne i Odense Å sammenholdt med midddeltemperaturen i Odense Å's munding og middelvandføringen ved Ejby Mølle (ingen temperatur målinger for perioden 27/11- 1/12).

Spearman Rank-korrelationskoefficenter (r_s) mellem rusefangsterne af de 45 kønsmodne opgangshavørreder og henholdsvis vandtemperatur, dags- og ugenummer er opgjort i Tabel 4-2. Der var bedst korrelation mellem ugentlig havørredfangst og ugentlig middelvandføring (r_s = 0,393) og daglig ændring i middeltemperaturen og daglige havørredfangst (r_s = -0,312). Den daglige middeltemperatur syntes også at have en vis betydning for havørredfangsten (r_s = -0,295). I ingen undersøgte tilfælde var korrelationen dog statistisk signifikant (p>0,05).

Tabel 4-2. Odense Å. Spearman Rank-koefficienter (r_s) mellem havørredfangsterne i ruserne opgjort dagligt og ugentligt og henholdsvis vandføring, temperatur og dagsnummer (p er angivet i parentes).

	Havørredfangst
Daglig middeltemperatur	-0,295 (0,270)
Ugentlig middeltemperatur	-0,214 (0,477)
Daglig ændring i middeltemperatur (middeltemperatur dag 1 - middeltemperatur dag 2)	-0,312 (0,244)
Daglig middelvandføring	-0,150 (0,574)
Ugentlig middelvandføring	0,393 (0,193)
Daglig ændring i middelvandføring (middelvandføring dag 1 - middelvandføring dag 2)	-0,093 (0,729)
Dagsnummer	0,207 (0,437)
Ugenummer	0,154 (0,610)

4.3.2 Lindved Å

I Lindved Å blev der i hele undersøgelsesperioden kønsbestemt 99 havørreder, 67 hunner og 32 hanner (Figur 4-5). Dette svarer til, at hunner udgør ca. 68% af gydebestanden og hanner ca. 32%.

Havørredbestanden domineres af fisk i længden 31 - 52 cm, d.v.s. fisk med én - tre sæsoner i havet (0+ - 2+).

4.3.3 Stavids Å

I Stavids Å blev der i hele undersøgelsesperioden kønsbestemt 129 havørreder, 80 hunner og 49 hanner (Figur 4-6). Dette svarer til, at hunner udgør ca. 62% af gydebestanden og hanner ca. 38%.

Det ses, at havørredbestanden domineres af fisk i længden 33 - 56 cm, d.v.s. fisk med én - tre sæsoner i havet (0+ - 2+).

4.3.4 Umodne havørreder

Bestanden af umodne fisk (grønlændere) blev estimeret ved antallet af fangster og fangsteffektiviteten (p) for gydemodne havørreder (Tabel 4-3).

Tabel 4-3. Estimeret grønlænderbestand i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å efteråret 1995. Alle estimater er baseret på fangsteffektiviteten (p) for gydemodne havørreder (se Tabel 4-1).

Å-system	Antal fangster (C)	Antal mærkede (M)	Antal genfangster (R)	estimerede grønlænderbestand (N)
Odense Å-systemet (eksl. Lindved Å)	31	7	2	82 (66 - 110)
Lindved Å	16	0	0	37 (26 - 59)
Stavids Å	33	16	7	83 (61 - 130)

4.3.5 Udsatte to-årsfisk

Bestanden af udsatte to-årsfisk blev estimeret ved antallet af fangster og fangsteffektiviteten (p) for gydemodne havørreder (Tabel 4-4).

Tabel 4-4. Fangsten af havørreder stammende fra udsætningerne af to-års ørredsmolt i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å i foråret 1995. Estimeret havørredoptræk i parentes (95%-konfidensinterval ikke angivet). Alle estimater er baseret på fangsteffektiviteten (p) for gydemodne havørreder (Tabel 4-1).

Udsætning lokalitet og antal udsatte to-årssmolt	Odense Å	Lindved Å	Stavids Å
1(Odense Å, Åsumvej) - 1.600	2 (5)	2 (5)	1 (3)
2 (Odense Å, Brobyværk) - 1.700	0	0	0
3 (Odense Å, Bellingebro) - 1.700	0	0	0
4 (Odense Fjord, Seden Strand) - 3.000	13 (34)	2 (5)	1 (3)
5 (Lindved Å, Nr. Lyndelse) - 1.000	1 (3)	3 (7)	4 (10)
6 (Lindved Å, Holluf) - 1.000	0	7 (16)	5 (13)
7 (Odense Fjord, Munkebo) - 2.000	1 (3)	2 (5)	4 (10)
8 (Stavids Å, Morud) - 1.700	0	0	19 (48)
9 (Stavids Å, GL. Korup) - 1.700	0	0	8 (20)
10 (Stavids Å, Jernalderbyen) - 1.600	0	1 (2)	2 (5)
11 (Odense Fjord, Klintebjerg) - 3.000	2 (5)	0	2 (5)
14 (Opfisket i Odense Å og Lindved Å, udsat v. Vigelsø) - 1.312	3 (8)	26 (59)	39 (99)
15 (Opfisket i Stavids Å, Udsat v. Vigelsø) - 1.510	5 (13)	9 (21)	53 (134)
Total - 22.822	27 (71)	52 (119)	138 (349)

Udsat i Odense Å-systemet
Fra udsætningerne i Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) returnerede i alt 13+49=62 som havørreder fra Odense Fjord til åerne (Tabel 4-4, grp. 1+2+3+5+6), hvoraf 3+10+13=26 returnerede til Stavids Å og 36 til Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å). Dette tilsvarer en strejf-rate på 0,42 (26/62) til Stavids Å for havørreder udsat i Odense Å-systemet som smolt (Tabel 4-5).

Opfisket fra Odense Å-systemet og udsat i Odense Fjord
166 fra gruppe 14 returnerede til åerne, hvoraf 67 returnerede til Odense Å-systemet. Dette tilsvarer en strejf-rate på 0,60 ((166-67)/166) til Stavids Å for havørredsmolt udsat i Odense Å-systemet (Tabel 4-5).

Udsat i Stavids Å
Fra udsætningerne i Stavids Å returnerede 73 til Stavids Å som havørreder. To returnerede til Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å). Dette tilsvarer en strejf-rate på 0,03 (2/73) til Odense Å for havørreder udsat i Stavids Å som smolt (Tabel 4-5).

Opfisket fra StavidsÅ og udsat i Odense Fjord
168 havørreder fra gruppe 15 returnerede til åerne, hvoraf 134 returnerede til Stavids Å. Dette tilsvarer en strejf-rate på 0,20 ((168-134)/168) til Odense Å-systemet for havørredsmolt udsat i Stavids Å (Tabel 4-5).

Tabel 4-5. Strejf-rate for havørreder udsat som ørredsmolt i Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) og Stavids Å i foråret 1995. Strejf-raten beregnes som andelen af fisk som vandrer op i "modsatte" å i forhold til total antallet af opvandrende fisk. Jævnfør Tabel 4-4 angående gruppenummer og udsætnings lokalitet.

Udsat Odense Å-systemet (gruppe 1,2,3,5 og 6)	Udsat i Stavids Å (gruppe 8,9 og 10)	Opfisket Odense Å-systemet (gruppe 14)	Opfisket Stavids Å (gruppe 15)
0,42	0,03	0,60	0,20

4.4 Diskussion

4.4.1 Forholdet mellem havørredgydebestanden og smoltnedtrækket

Kendes dødeligheden for havørred efter at smoltene er trukket ud fra åerne, kan antallet af gydemodne fisk, som forventes at returnere til de tre å-systemer, beregnes på baggrund af det estimerede smoltudtræk. Ved denne beregningsmetode skal følgende forhold være opfyldt:

- Det estimerede smoltudtræk skal være repræsentativt for smoltudtrækket over en årrække (5-6 år tilbage). Med repræsentativt menes, at det estimerede smoltudtræk ligger tæt på gennemsnittet af foregående års smoltudtræk, og at smoltudtrækket de foregående år ikke hver især afviger betydeligt fra det estimerede smoltudtræk.

Smoltudtrækket anført i tabellerne 1-3, 1-4 og 1-5 er sammen med oplysninger om mundingsudsætninger anvendt ved beregningen af den forventede havørredgydeopgang.

For Odense Å er den forventede havørredgydeopgang beregnet på grundlag af smoltudtrækket fra Odense Å eksklusiv udtrækket fra Lindved Å. Det årlige smoltudtræk fra de tre åer er:

Odense Å inklusive Lindved Å:	1.533 smolt.
Odense Å eksklusive Lindved Å:	1.533-880 = 653 smolt.
Lindved Å:	880 smolt.
Stavids Å:	6.256 smolt.

I perioden 1989 - 1993 blev der ikke udsat mundingssmolt i de tre åer. I 1994 blev der udsat 5.000 stk. mundingssmolt i hver af de tre åer.

Den naturlige dødelighed for havørred i Danmark ligger typisk på 50% årligt (pers. medd. Gorm Rasmussen, FFI). Overlevelsen for 0+ gruppen, d.v.s. fra tidspunktet, smoltene vandrer ud af åerne til året efter, sættes således til 50%, da det antages, at kun naturlig dødelighed virker på denne årgang. Rasmussen & Koed (1996) fandt, at ca. 35% af de udsatte 2-årsfisk i Odense Fjord emigrerede ud af fjorden. Det antages derfor at 35% af 0+ gruppen emigrerer ud af fjorden. Overlevelsen for denne årgang i Odense Fjord bliver da: 0,50 * (1 - 0,35) = 0,325.

Dødeligheden for 1+ gruppen og ældre, d.v.s. dødeligheden for havørreder ældre end 0+ gruppen, er for tidligere danske undersøgelser fundet til mellem 75% - 78,7% (Nielsen 1985; Kristiansen 1991; Frier 1995; Christensen 1996), med et gennemsnit på ca. 76,3%. Christensen (1996) finder en dødelighed på 75,6% for havørreder i Lindved Å, hvilket antageligvis er tæt på dødeligheden for havørreder i Odense Å.

I det følgende antages det, at den årlige overlevelse er på 32,5% og 23,7% for henholdsvis 0+ og ≥1+ årgangene i Odense Fjord. Beregningerne er udført som beskrevet af Dieperink (1992) Tabel IV.

I det hovedudtrækket af smolt antages at ligge omkring d. 1. maj, beregnes den forventede havørredgydebestand og -bestanden i Odense Fjord (Tabel 4-6 og Tabel 4-7) pr. 1. maj 1995.

Tabel 4-6. Beregnet antal gydehavørreder, som forventes at returnere fra Odense Fjord i 1995 under antagelse af, at smoltudtrækket angivet i tabellerne 1-3, 1-4 og 1-5, er repræsentativt for smoltudtrækket over en årrække på 5 - 6 år tilbage.

Hav-år	Over-levelse (%)	Antal overlevende			Gyder (%)	Antal gyder		
		OÅ	LÅ	SÅ		OÅ	LÅ	SÅ
Smoltudtræk		653	880	6.256				
0+	32,5	212	286	2.033	10	21	29	203
1+	23,7	50	68	481	50	25	34	241
2+	23,7	12	16	114	95	11	15	109
3+	23,7	3	4	27	100	3	3	27
4+	23,7	1	1	6	100	1	1	6
5+	23,7	0	0	2	100	0	0	2
6 +	23,7	0	0	0	100	0	0	0
Forventet havørredopgang på baggrund af smoltudtrækket						61	82	588
Forventet havørredopgang i 1995 på baggrund af mundingsudsætningerne						163*	163*	163*
Forventet samlet opgang i 1995						*224*	*245*	*751*
Estimeret opgang i efteråret 1995						536 (404-728)	169 (110-270)	283 (192-435)

* En mundingsudsætning på 5.000 smolt i 1994 (se Tabel 4-7), giver en forventet opgang på 163 gyde fisk i 1995.
OÅ = Odense Å
LÅ = Lindved Å
SÅ = Stavids Å

Tabel 4-7. Havørredbestandens størrelse i Odense Fjord 1995 beregnet på baggrund af mundingsudsætninger og naturligt udvandrende smolt. Tal i almindelige type angiver mundingsudsætningerne, mens tal i kursiv angiver naturligt udvandrende smolt. Tallene i parentes angiver forventet total gydebestand i 1995. Dødelighederne angivet i Tabel 4-6 er anvendt ved beregningerne (jvf afsnittet "Baggrund" og afsnit 1.2.5 for uddybning omkring beregningerne af naturligt udvandrende snolt og mundingsudsatte smolt).

	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Odense Å	0+*653*[1]	0+*653*[1]	0+*653*[1]	0+*653*[1]	0+*653*[1]	5.000+*653*[1]
Lindved Å	0+*880*[1]	0+*880*[1]	0+*880*[1]	0+*880*[1]	0+*880*[1]	5.000+*880*[1]
Stavids Å	0+*6.256*[1]	0+*6.256*[1]	0+*6.256*[1]	0+*6.256*[1]	0+*6.256*[1]	5.000+*6.256*[1]
Lunde Å	0+*325*[2]	0+*325*[2]	0+*325*[2]	0+*325*[2]	0+*325*[2]	5.000+*325*[2]
Vejrup Å	0+*472*[2]	0+*472*[2]	0+*472*[2]	11.000+*472*[2]	16.500+*472*[2]	17.000+*472*[2]
Geels Å	0+*147*[2]	0+*147*[2]	0+*147*[2]	11.000+*147*[2]	16.500+*147*[2]	17.000+*147*[2]
Total	0+*8.731*	0+*8.731*	0+*8.731*	22.000+*8.731*	33.000+*8.731*	54.000+*8.731*
Havørredbidrag til Odense Fjord 1995 fra 1989-1994 årgangene. Forventet gydebestand pr. 1. maj 1995 i parentes.	0+*2* (2)	0+*9* (9)	0+*38* (38)	403+*160* (534)	2.546+*673* (1.610)	17.550+*2.838* (2.039)
Forventet havørredbestand i Odense Fjord pr. 1. maj 1995. Forventet gydebestand i parentes.					24.219 (4.232)	

[1] Smoltudtræk estimeret ved smoltundersøgelsen 1995 (se kapitel 1).
[2] Smoltudtræk skønnet på baggrund af udsætningsplanen (Christensen & Jørgensen 1992).

Den teoretiske havørredfangst i Odense Fjord i 1995 kan på grundlag af ovenstående beregnes til 9.567 havørreder (se Appendix 2).

Rasmussen & Koed (1996), estimerer den samlede landing af havørreder > 40 cm i Odense Fjord samt Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å i 1995 til max. 7.100 havørreder.

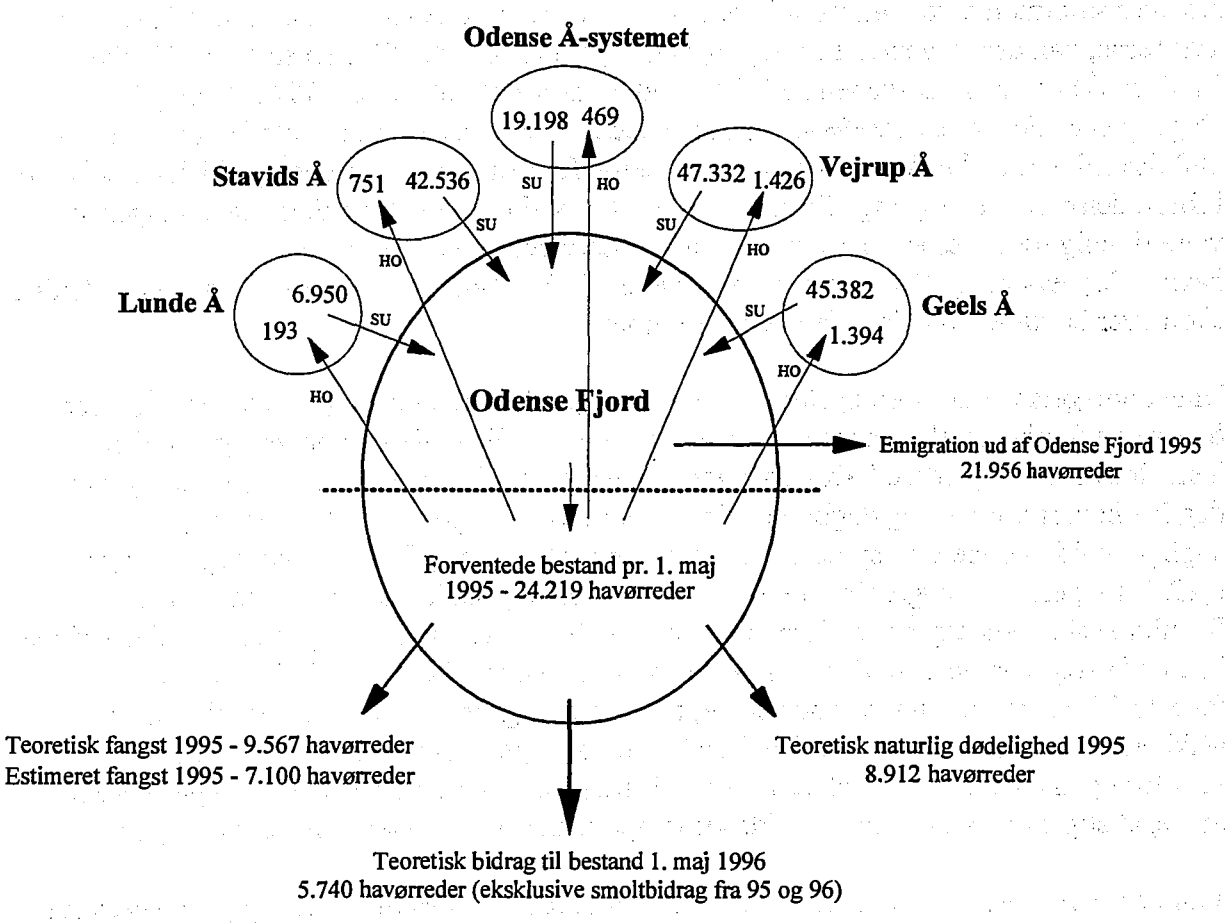
Den teoretiske havørredfangst (9.567 havørreder) er ikke direkte sammenlignelig med den estimerede (7.100 havørreder), da havørredfangsten i vandløbene ikke er medregnet i sidstnævnte. Havørredfangsten i vandløbene kendes ikke, men størrelsen af denne dødelighed forklarer næppe den totale difference mellem den teoretiske og den estimerede fangst (9.567 - 7.100 = 2.467).

Der er god overenstemmelse mellem den forventede og den estimerede fiskeridødelighed, og de anslåede dødeligheder i Tabel 4-6 må på dette grundlag siges at være et realistisk bud på dødelighederne i Odense Fjord.

På baggrund af forsøgsfiskeriet i Odense Fjord 1995 er den samlede havørredbestand > 40 cm pr. 1. maj 1996 estimeret til 31.018 havørreder (Appendix 3).

Størrelsen af havørredbestanden vurderet, på baggrund af smoltudtrækket (Tabel 4-6) er ca. 78% ((24.219/31.018) * 100) af den estimerede bestandsstørrelse på baggrund af forsøgsfiskeriet (Appendix 3). Der er altså god overensstemmelse mellem de to metoder til vurdering af havørredbestandens størrelse i Odense Fjord. Det må derfor konkluderes, at antagelserne gjort omkring smoltnedtrækket i Tabel 4-6 er rimelige, og at den beregnede forventede havørredgydeopgang til de tre åer (Tabel 4-6) er realistisk.

Figur 4-7 illustrerer bestandsdynamikken for havørred i Odense Fjord.



Figur 4-7. Skematisk fremstilling af havørredbestandens dynamik i Odense Fjord 1995. Jævnfør tekst for nærmere uddybning. SU betegner det samlede smoltudtræk til Odense Fjord fra de respektive åer i perioden 1989 - 1994. HO betegner den forventede havørredgydeopgang fra Odense Fjord til de respektive åer i efteråret 1995. Emigrationen ud af Odense Fjord er fundet af Rasmussen & Koed (1996).

Sker der en smoltudvandring til Odense Fjord fra de respektive tilløb i en størrelse tilsvarende det potentielle udbytte på ca. 52.184 smolt årligt (internt FFI-notat) (dette kan ske enten ved en større naturlig smoltproduktion i vandløbene, eller ved en forøgelse af mundingsudsætningerne, se afsnit 1.2.5), kan der efter en årrække på 5 - 6 år forventes en bestand på ca. 22.238 havørreder. Dette vil give en forventet gydebestand på ca. 4.914

havørreder (beregnet efter dødelighedsværdier angivet i Tabel 4-7). Havørredbestanden i Odense Fjord beregnet på dette grundlag forventes altså knapt så stor som i 1995, mens den samlede gydebestand forventes ca. 700 fisk større (dette skyldes, at havørreder stammende fra mundingsudsætningerne i 1994 udgjorde en væsentlig del af havørredbestanden Odense Fjord i 1995, men at en lille andel af fiskene (10%) er kønsmodne efter én sæson i fjorden (se Tabel 4-6)).

4.4.2. Havørredopgangen i Odense Å og Stavids Å systemerne

Odense Å

Antages smoltudtrækket, anvendt i Tabel 4-6, at være repræsentativ for de første årgange i 1990'erne, kan der forventes en årlig opgang af gydehavørreder til Odense Å (eksklusive Lindved Å) i størrelsesordenen 224 fisk, mod et estimeret optræk på 536 (404-728) fisk. Opgangen er således ca. 239% af den forventede (Tabel 4-6). Den forventede opgang er ca. 180 fisk mindre end nedre 95%-konfidensgrænse for den estimerede opgang. Usikkerhederne i forbindelse med beregning af den forventede bestand taget i betragtning, må der siges at være rimelig overensstemmelse mellem den observerede og den forventede havørredgydeopgang. Dødelighederne, anvendt i Tabel 4-6, synes dermed at være et realistisk skøn over havørreddødeligheden i Odense Fjord.

Under antagelse af at rusefangsterne direkte afspejler havørredopgangen i Odense Å, viser Spearman Rank-korrelationskoefficienter, at der er rimelig gode sammenhænge mellem henholdsvis den ugentlige havørredopgang og ugentlig middelvandføring (r_s= 0,393) samt daglige havørredfangst og daglig ændring i middelvandtemperaturen (r_s= -0,312). Den daglige middeltemperatur synes også at have en vis betydning for havørredfangsten (r_s = -0,295). I ingen undersøgte tilfælde var korrelationen dog statistisk signifikant ($p>0,05$). Resultatet skal dog tages med forbehold, da ruseeffektiviteten givetvis varierer med ændringer i de undersøgte parametre. F.eks. er det kendt, at ørredruser i åer har relativt højere fangsteffektivitet i dårligt vejr og ved høj afstrømning (pers. medd. erhvervsfisker Gert Mikkelsen, Ribe Å). Resultatet skal følgelig kun betragtes som en indikation på, at vandføringen og vandtemperaturen har en vis betydning for havørredopgangen på en sådan måde, at stigende vandføring og faldende temperaturer begunstiger havørredopgangen.

Vandtemperaturen er kendt som værende en vigtig faktor for salmoniders opgang, specielt i foråret og efteråret. Selv små forhindringer er vanskelige at passere ved vandtemperaturer under 5 °C (Pyefinch 1955, Jackson & Howie 1967, Hellawell *et al.* 1974). Ved temperatur højere end denne kritiske temperatur er effekten af vandtemperaturen på opgangen mindre udtalt.

Hellawell *et al.*(1974) undersøgte opgangen af salmonider i tre på hinanden følgende år i floden Frome, Dorset. De fandt ingen korrelation mellem opgang og vandtemperatur og afstrømning. Derimod fandt de en sammenhæng mellem vandets turbiditet og opgangen. Salmonider foretrækker tilsyneladende høj turbiditet ved optræk. Hellawell *et al.* (1974) konkluderer på grundlag af undersøgelsen, at den overordnede faktor som påvirker havørredopgangen, er tiden på året, men at vandføring, temperatur og især turbiditet kan påvirke opgangen inden for denne periode. Alabaster (1970) finder ligeledes, at vandføringen i sig selv kun har ringe effekt på havørredopgangen og foreslår, at koncentrationen af opløste

stoffer i vandet (turbiditet), har betydning for opgangen. Turbiditeten er ofte relateret til vandføringen (jo højere vandføring, jo mere suspenderet materiale, jo højere turbiditet). Vandføringen i Odense Å formodes derfor primært at have en indirekte effekt på havørredopgangen.

Berg & Berg (1989) finder, at havørredopgangen forsinkes i Vardnes Elven i år med lave vandføringer. Der er dog intet som tyder på, at havørredopgangen i Odense Å var forsinket i 1995, trods det forhold at middelvandføringen i perioden 1. oktober - 30. november var på ca. 1/3 af den normale vandføring for perioden (ca. 1,4 m^3/sek i 1995 mod normalt ca. 4,3 m^3/sek, målt ved Ejby Mølle) (Fyns Amt 1990a, Fyns Amt 1996b).

Rusefiskeri
Ved rusefiskeriet i Odense Å blev der i alt fanget 45 gydemodne opgangshavørreder. Af disse blev ingen genfanget ved samme rusefiskeri. Dette resultat udlægges som, at opholdstiden for gydemodne havørreder i området omkring Odense Gl. Kanals udmunding er lav, da der i modsatte tilfælde kunne forventes genfangster ved rusefiskeriet.

Toggergarnsfiskeri
Ved toggergarnsfiskeriet i Odense Gl. Kanal blev der fanget 13 kønsmodne havørreder. Fiskene blev fanget ved seks af ialt 17 befiskninger. Ingen havørreder blev genfanget ved senere toggergarnsfiskeri. Dette kan enten betyde, at effektiviteten ved toggergarnsfiskeriet er meget lav eller at opholdstiden for kønsmodne havørreder, som søger op i Odense Gl. Kanal, er kort. En kombination af de to forhold er også mulig. Det er derfor ikke på baggrund af foreliggende resultater muligt at afgøre, hvilken af de ovenfor nævnte situationer som er den faktiske. Ved en tidligere undersøgelse blev der fisket efter havørreder i Odense Gl. Kanal (Mohr-Markmann 1989). Der blev foretaget tre befiskninger i Kanalen. Ved første befiskning blev 4 ørreder mærket, ved anden befiskning blev 14 ørreder mærket. Ved tredje befiskning blev der fanget 7 ørreder. Der blev ikke fanget mærkede fisk ved hverken anden eller tredje befiskning. Dette blev tolket som, at der er en stor udskiftning af fisk, som opholder sig i kanalen, og at opholdstiden i kanalen er lav (Mohr-Markmann 1989).

Derudover skal det holdes in mente, at der kun blev fisket med toggergarn i den øverste del af kanalen ved kølevandsudledningspunktet. Havørreder kan derfor have opholdt sig i den nedre del af kanalen uden, at det er blevet påvist ved undersøgelsen.

Telemetriundersøgelsen antydede, at kønsmodne havørreder kunne tage ophold i kanalen adskillige dage.

Det er påvist, at kønsfordelingen i Odense Gl. Kanal og området omkring dennes udmunding i Odense Å (15♀ og 31♂), er signifikant forskellig fra kønsfordelingen længere oppe i Odense Å-systemet (112♀ og 81♂) ($p \leq 0{,}005$). Det er således evident at hannerne har længere opholdstid end hunnerne i Odense Gl. Kanal og området omkring dennes udmunding i Odense Å. Almindeligvis antages det, at hunnernes opholdstid på gydepladserne er kortere end hannernes (Campbell 1977; Craig 1982). Ud fra denne betragtning ville det således forventes, at der var flest hunner i kølevandsområdet. Årsagen til at dette ikke er tilfældet kendes ikke.

Umodne havørreder
Det vurderes på baggrund af rusefiskeriet og toggergarnsfiskeriet, at der er mange umodne

havørreder i Odense Gl. Kanal og dennes udmunding i Odense Å. Disse fisk tiltrækkes angiveligt af det varme kølevand, når vandtemperaturen falder i Odense Fjord.

Lindved Å

Opgangen i Lindved Å var på 169 (110-270) havørreder mod en forventet opgang på omkring 245 fisk. Den estimerede opgang er på ca. 69% af den forventede. Den forventede opgang ligger indenfor 95%-konfidensintervallet. Der er således god overensstemmelse mellem observeret og forventet havørredopgang.

Christensen (1996) undersøgte i 1994 havørredopgangen i Lindved Å og fandt en opgang på 510 (± 107, 95%-konfidensinterval) havørreder. I dette estimat er dog medtaget fisk ned til 23 cm. I nærværende undersøgelse er der kun registreret havørreder større end 29 cm. Estimeres størrelsen af havørredbestanden i Lindved Å i 1994 ved samme metode som anvendt i nærværende undersøgelse og ud fra data givet i Christensen (1996), fås en havørredopgang på 475 (365 - 642, 95%-konfidensinterval).

Havørredopgangen i Lindved Å var altså ca. 2,8 gange så stor i 1994 som i 1995. I efteråret 1989 blev havørredopgangen i Lindved Å undersøgt (Fyns Amt 1990b). Ved ialt 14 elektrobefiskninger blev der fangst 209 havørreder. Dette antyder, at havørredopgangen i 1989 har været væsentligt større end i 1995.

Årsagen til den store forskel i havørredopgangen mellem 1990/1994 og 1995 kendes ikke. I 1994 var den gennemsnitlige vandføring i Lindved Å i perioden 1. oktober - 31. december ca. 658 l/sek, mod en vandføring på ca. 161 l/sek i samme periode 1995 (Fyns Amt 1996b). Vandføringens størrelse i havørredoptræksperioden i 1995 var altså kun ca. 1/4 af vandføringen i 1994.

Det er generelt accepteret, at vandløbs afstrømningsforhold er central i forbindelse med laksefisks opstrømsmigration ved gydevandring, og at ændringer i afstrømningen kan have en negativ effekt på migrationen (Banks 1969, Alabaster 1970). Sammenhængen mellem vandføringen og havørredoptrækket er særlig udtalt i vandløb med ustabile vandføringsforhold (Langford 1983).

Lindved Å er i høj grad et vandløb med en ustabil vandføring, og det er sandsynligt, at det lave havørredoptræk i 1995 skyldes en meget ringe vandføring. En del af havørrederne, som ellers ville forventes at gyde i Lindved Å, kan muligvis have "valgt" at blive i Odense Å. Dette er samtidig en mulig forklaring på, at havørredopgangen i 1995 var højere end forventet i Odense Å og mindre end forventet i Lindved Å (se Tabel 4-6). Kristiansen (1991) finder en tilsvarende situation i Kolding Å, hvor hovedgydningen i år med lav vandføring primært sker i hovedløbet.

Christensen (1996) fandt, at hovedopgangen lå indenfor perioden medio oktober - medio december. Antages ørredruse-fangsterne i Odense Å direkte at afspejle havørredopgangen til Odense Å og Lindved Å (Figur 4-6), observeres der et tilsvarende tidsmæssigt opgangsmønster i 1995 som i 1994.

Stavids Å

Opgangen i Stavids Å var på 283 (192-435) havørreder mod en forventet opgang på omkring

751 fisk. Den estimerede opgang er ca. 1/3 af den forventede på baggrund af smoltudtrækket. Den forventede opgang er godt 300 fisk større end øvre 95%-konfidensgrænse for den estimerede opgang.

Ligesom i Lindved Å var middelvandføringen i Stavids Å i 1995 meget lav. I perioden 1976 - 1988 var middelvandføringen ved station 8,25 km (8,25 km opstrøms Stavids Å's munding i Odense Havn) på ca. 730 l/sek i perioden 1. oktober - 31. december. I 1995 var middelvandføringen i samme periode og på samme station ca. 121 l/sek. Altså kun ca. 1/6 af den normale vandføring (Fyns Amt 1990a, Fyns Amt 1996b). Det er således tænkeligt, at den beskedne havørredopgang i 1995 i Stavids Å i forhold til det forventede, skyldtes den lave vandføring. Ved elektrofiskeriet efter havørreder i efteråret 1995 blev der gentagne gange observeret et forholdsvis stort antal kønsmodne havørreder på strækningen umiddelbart nedenfor Ryds Å's udmundingen i Stavids Å. Vanddybden var optil ca. 1,2 m på denne strækning, mens vanddybden maksimalt var 30 cm opstrøms udmundingen af Ryds Å. Den ringe vanddybde opstrøms Ryds Å har antagelig virket hæmmende for havørredernes videre opvandring til den øvre del af Stavids Å-systemet.

I Kapitel 1 er det, som følge af vandføringsforholdene i Stavids Å, sandsynliggjort, at smoltudtrækket i 1995 var væsentlig større end i de tre foregående år. Beregningen af den forventede havørredgydeopgang i 1995 tager udgangspunkt i, at smoltudtrækket i årene før 1995 var det samme som i 1995. Forudsætningerne for denne antagelse er således ikke gyldige, og den beregnede forventede havørredgydeopgang i Stavids Å skønnes på den baggrund at være overvurderet.

Det kan ikke på baggrund af nærværende undersøgelse udelukkes, at havørredgydeopgangen i Stavids Å er påvirket af Fynsværkets udledning af kølevand, hvilket også er en mulig forklaring på den store forskel mellem den forventede og den estimerede havørredeopgang i Stavids Å.

Beregning af bestandsstørrelsen ved fangst/genfangst metoden
Fangst/genfangst-metodens gyldighed som beregningsmetode til bestemmelsen af havørredbestandene i åerne er afhængig af flere forudsætninger:

- at alle individer har samme dødelighed og fangbarhed.

  Da elektrofiskeri er størrelsesselektivt er denne forudsætning ikke fuldkommen opfyldt. Store fisk er således relativt nemmere at fange end små fisk. Dog fastslår Mortensen *et al.* (1988), at ældre ørreder har nogenlunde samme fangbarhed uanset størrelse. Der blev ikke observeret nogen dødelighed i forbindelse med fangst og mærkning af fisk, og individuel farvekode-mærkning med panjet viste en generel tendens til, at havørreder søgte op i åsystemerne. På dette grundlag skønnes forudsætningen at være opfyldt.

- at der ikke sker noget tab af mærker.

  Panjet-mærkning er accepteret som en pålidelig metode til mærkning af ørreder over en kortere periode (6 - 8 mdr.). Ud over en periode af denne længde er panjetmærkning ikke egnet som mærkningsmetode, da vækst og absorption kan

utydeliggøre mærket. Da havørredundersøgelsen foregik indenfor en 3½ måneders periode, antages forudsætningen at være opfyldt.

- at mærkede fisk blander sig tilfældigt med umærkede fisk.

  Da de mærkede havørreder alle var på gydevandring og således formodes at bevæge sig videre opstrøms i vandsystemet og dermed blande sig med umærkede havørreder, antages denne forudsætning at være opfyldt.

- at der ikke sker reproduktion eller indvandring i undersøgelsesperioden.

  Mærkningen af havørreder skete indtil 1. november. Først herefter blev genfangster registreret i forbindelse med bestandsestimatet. Registrering af genfangster skete indtil 12. december, og det antages, at hoveddelen af havørredbestanden befandt sig i åerne, da registreringerne af genfangster begyndte.

- at fiskene i genfangstforsøget er tilfældigt udvalgt.

  I åerne blev der fisket på mange forskellige stationer og på relativt lange strækninger. Forudsætningen skønnes derfor at være opfyldt.

På baggrund af ovenstående forhold vurderes det, at fangst/genfangst-metoden er gyldig som beregningsmetode til bestemmelsen af havørredbestandene i de tre åer.

Det kan dog ikke udelukkes at der er foregået havørredopgang i de tre åer efter, at undersøgelsen stoppede d. 12. december 1995, hvorved den estimerede opgang kan være underestimeret. Vandføringen, som især har betydning for opgangen i Lindved Å og Stavids Å, var langt under middel i de første tre måneder i 1996 og har derfor næppe kunnet foranledige nogen væsentlig havørredopgang. Figur 3-4 viser, at vandtemperaturen i mundingen af Odense Å var under 5 °C efter d. 3. december og under 1 °C ved Ejby Mølle efter d. 24. december. Som før nævnt, er det kendt at selv små forhindringer er vanskelige at passere for laksefisk ved vandtemperaturer under 5 °C (Pyefinch 1955, Jackson & Howie 1967, Hellawell *et al.* 1974), og det er sandsynligt, at de lave temperaturer har forhindret havørredopgangen i Odense Å bl.a. gennem stryget ved Ejby Mølle.

På dette grundlag antages det, at den estimerede havørredopgang til de tre åer giver et realistisk billede af den faktiske opgang i 1995.

Brune fjordørreder

Havørred og bækørred er to former af samme art (*Salmo trutta* L.). Der findes også mellemformer - "brune fjordørreder" (Kristiansen 1991) - som opholder sig tæt ved åmundingen (Allan & Ritter 1977). I foreliggende undersøgelse blev der observeret et stort antal af denne type fisk, både i Odense Å- og Stavids Å-systemet. I Danmark er det samme fænomen observeret i Kolding Å (Kristiansen 1991). Udvandringen af disse fisk er ikke et naturligt forekommende fænomen, men hænger sammen med at lokale sportsfiskere udsætter store (30 - 50 cm) fangbare ørreder i åerne - såkaldte put & take-fisk. Nogle af de udsatte put

& take-fisk vandrer ud i fjorden eller til åmundingen i området, hvor ferskvand og saltvand mødes. De vender tilbage til vandløbet samme år for at gyde, og ligner på dette tidspunkt en mellemting mellem en havørred og en bækørred - "brune fjordørreder". Disse fisk er ikke indregnet i havørredbestanden. Havørreder har højere vækst end "brune fjordørreder", hvilket kan fastslås ved en skælanalyse. Når der ved fangsten af fisk var tvivl om, hvorvidt det drejede sig om en havørred eller en "brun fjordørred", blev der taget en skælprøve til undersøgelse for vækst. Der blev ikke taget skælprøver af alle fisk, og det er således muligt at der har været "smuttere" imellem, som således kan have foranlediget, at havørredbestanden er overestimeret. Fejlen på havørredbestands-estimaterne som følge af dette forhold, vurderes dog værende minimal, da der efterhånden opnåedes god øvelse i at skelne de to ørredtyper. Bl.a. kan "brune fjordørreder" ofte genkendes ved, at brystfinnerne er deforme (karakteristika for opdrættede ørreder), kroppen er forholdsvis plump, og at bugen har en blegbrun til gullig farve (forskellig fra farven på kønsmodne havørreder).

Variationer i havørredbestandsstørrelsen
Der kan forekomme store variationer i et vandløbs havørredbestand fra år til år. Alm (1950) fandt således ved en undersøgelse af et svensk vandløb over en periode på 24 år, at den totale havørredopgang varierede mellem 32 og 582 havørreder pr. år. med 118 i gennemsnit. Elliott (1994) påpeger vigtigheden af længerevarende studier af ørredpopulationer, da der findes stor dynamik og variation i bestandsstørrelserne fra år til år.

De estimerede havørredopgange i de tre åer skal derfor opfattes som et retningsvisende øjebliksbillede af havørredbestandene. Ønskes et mere nøjagtigt billede af bestandene, bør disse undersøges over en periode af længere varighed, f.eks. over en periode på 5 - 10 år.

Såfremt ørredsmoltudtrækket fra Lindved Å og især den resterende del af Odense Å-systemet øges, kan der forventes en betydelig større havørredopgang til disse åer. Det potentielle ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) er på ca. 28.252 stk. smolt årligt (se Tabel 1-1). Ved et udtræk i denne størrelse kan der forventes en gennemsnitlig havørredopgang til Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) i størrelsesordenen 2.000 havørreder pr. år mod det nuværende forventede på ca. 469 (224+245) havørreder pr. år (Tabel 4-6).

Det potentielle ørredsmoltudtræk fra Stavids Å-systemet er på ca. 9.311 stk. smolt (se Tabel 1-1). Ved et udtræk i denne størrelse kan der forventes en gennemsnitlig havørredopgang til Stavids Å i størrelsesordenen 900 havørreder pr. år mod det nuværende forventede på 751 havørreder pr. år (Tabel 4-6). Vandføringsforholdene i Stavids Å er dog meget varierende, og der kan af den grund forventes store årsvariationer i havørredopgangen.

Kønsfordeling
I Odense Å blev kønsfordelingen af kønsmodne havørreder ved elektrofiskeriet bestemt til ca. 58% hunner ca. 42% hanner.

I Lindved Å blev kønsfordelingen af kønsmodne havørreder bestemt til ca. 64% hunner og ca 36% hanner.

I Stavids Å blev kønsfordelingen af kønsmodne havørreder bestemt til ca. 62% hunner og ca 38% hanner.

Christensen *et al.*(1993) opgjorde kønsfordelingen for 1.600 elektrofiskede kønsmodne havørreder fanget i 21 forskellige danske vandløb til henholdsvis 60% hunner og 40% hanner. Andelen af hanner er dog overestimeret på grund af længere opholdstid i gydevandløbet. Deraf følger, at andelen af hunner er underestimeret. Kønsfordelingen hos udtrækkende smolt i Danmark er gennemsnitligt ca. 75% hunner og ca. 25% hanner (Christensen *et al.*1993, Rasmussen 1986). Det ses, at kønsfordelingen af havørrederne i foreliggende undersøgelse i de tre åer ligger tæt på den gennemsnitlige kønsfordeling fundet i andre danske vandløb. Den observerede kønsfordeling i foreliggende undersøgelse antages på baggrund af Christensen *et al.*(1993), at være skævt fordelt i forhold den reelle kønsfordeling, som antages at være på ca. 75% hunner og ca. 25% hanner.

Længdefordeling

Der er for alle tre åer en generel tendens til, at gennemsnitslængden for hanner er mindre end for hunner. Dette er et udtryk for at havørredbestandene i de tre åer domineres af årgangene 0+ -2+. d.v.s. havørreder som har været i havet ½ - 2½ år.

Christensen *et al.*(1993) fandt ved undersøgelse af 1.600 kønsmodne havørreder, at hunner i de tre første sæsoner i havet (0+ - 2+) gennemsnitligt er større end hanner. Herefter sås der et skift således, at hanners gennemsnitslængde var større end hunners for havørreder med fire og flere sæsoner i havet (3+ →).

I Stavids Å og især i Odense Å er årgangen 3+ desuden godt repræsenteret, hvilket kan forklare den større gennemsnitslængde af havørrederne i disse to vandløb i forhold til Lindved Å. I vandløb med lav og ustabil vandføring foregår havørreders gydevandring generelt hurtigt. D.v.s., at opholdstiden i gydevandløbet er lav, hvorved fangbarheden mindskes (Pemberton 1976; Nielsen 1985). Lindved Å er et vandløb med forholdsvis lav og ustabil vandføring, og det er således sandsynligt, at antallet af store havørreder er undervurderet. Er dette tilfældet, må antallet af store hunner omvendt være overvurderet i Odense Å, da de må forventes, at opholde sig her indtil umiddelbart før gydningen foregår i Lindved Å. Alternativt kan, som tidligere nævnt, en del store havørrederne, som ellers ville forventes at gyde i Lindved Å, have "valgt" at blive i Odense Å på grund af den ringe vandføring i Lindved Å i 1995. Dette er mulige forklaringer på den mindre gennemsnitslængde for havørreder i Lindved Å i forhold til Odense Å.

Ovenstående forhold har kun betydning for havørredbestandens fordeling med hensyn til antal og størrelsesfordeling indenfor Odense Å-systemet (Odense Å - Lindved Å). Den estimerede bestandsstørrelse i Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) er således uafhængig af forholdene omkring havørredopgangen i Lindved Å.

Udsatte to-årssmolt

De i åerne udsatte to-årsfisks egnethed til belysning af den aktuelle problemstilling i nærværende undersøgelse er tvivlsom. Dette skyldes primært, at fiskene ikke opførte sig som smolt, men viste sig utilbøjelige til at trække ud af deres respektive åer. Størstedelen blev i åerne som stationære bækørreder (se Kapitel 1 og Appendix 1). De udsatte to-årsfisk kan således sidestilles med put & take-fisk, som udsættes af lystfiskere, og kan ikke anvendes til at drage slutninger om havørredbestandene i de respektive åer.

Undersøgelsen viste, at smolt udsat i Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) i langt højere

grad strejfede til Stavids Å end det modsatte tilfælde. I henhold til "Fynsværk problematikken" og vandføringsforholdene er dette overraskende (jævnfør afsnit 3.4.2), og kan ikke umiddelbart forklares.

En mulig forklaring på ovenstående forhold kan dog være, at der i Odense Kanal, nettomæssigt set, sker en indadgående vandstrøm som følge af Fynsværkets kølevandsindtag. Fiskene kan således passivt have fulgt denne indadgående strøm og være endt i Stavids Å. Der er dog ingen indikationer på, at vilde smolt fra Odense Å-systemet ligeledes søger ind i Stavids Å. Derfor kan fænomenet muligvis forklares ved, at udsatte to-årssmolt ingen eller kun dårlig homing har som følge af dårlig prægning til vandløbet, hvor de blev sat ud.

Fynsværket effekt på havørredopgangen

På baggrund af foreliggende undersøgelse kan det hverken be- eller afkræftes, at Fynsværket påvirker størrelsen af havørredopgangen til Odense Å og Stavids Å.

Andre undersøgelser foretaget omkring kraftværkers betydning for opgangen af laksefisk i kølevandspåvirkede vandløb vurderer, at kølevandsudledninger ingen effekt har på havørredopgangen. Alabaster (1969) konkluderer således, at man i estuarier, som modtager kølevand, ikke vil forvente nogen effekt på lakse- og havørredmigrationen. Dette bekræftes af undersøgelser i River Usk, hvor fangsten af laks har været konstant over en årrække indenfor en periode, hvor et kraftværk er taget i anvendelse (Swain 1957). Ved en undersøgelse af laksefiskeriet i River Severn i relation til kølevandsudledning fra et kraftværk, fandt Langford (1970) ingen nedgang i laksefiskeriet før og efter opførelsen af kraftværket. Dette indikerer, at fiskene ikke har haft migrationsproblemer, på trods af en temperaturstigning i floden på 5-9 °C foranlediget af kølevandet. I Columbia River undersøgte Nakatani (1969) effekten af kølevandsudledningen fra atomkraftværket Hanford på en række fiskearter i en periode på over 20 år. Blandt andet blev opgangen af gydefisk og smoltudtræk undersøgt hos regnbueørred, sockeye-laks og chinook-laks. Der blev ikke observeret nogen effekt af kølevandsudledningen hverken på opgangen af gydemodne fisk eller på smoltudtrækket. Tids- og antalsmæssigt var opgangen den samme, som før der skete kølevandsudledning til floden.

Langford (1983) finder ved litteraturgennemgang, at der er modstridende meninger om, hvad høje vandtemperaturer i vandløb betyder for salmoniders gydevandring. Dette hænger til dels sammen med, at andre faktorer samtidig spiller ind. Den vigtigste indirekte effekt af en temperaturstigning er påvirkningen af iltforholdene i vandet. Iltkoncentrationen i vand falder proportionalt med stigende temperatur. Er der i forvejen dårlige iltforhold i et område, vil dette forhold forværres ved kølevandsudledning. Dette kan skabe problemer for fisk, som har ringe tolerance for lave iltspændinger, eksempelvis ørred. Iltkoncentrationen i Fynsværkets kølevandsindtag er til tider lav om sommeren, som følge af en stor primærproduktion/respiration i Odense Kanal (Fyns Amt 1990b). Ved kølevandets passage gennem kraftværket sker der en uddrivning af 1-2 mg O_2/l, bl.a. som følge af opvarmning. Fyns Amt har i juli måned 1983 målt minimumsiltkoncentrationer på 3,1-3,5 mg O_2/l i Odense Gl. kanal (Fyns Amt 1990b). Den store kølevandsmængde sammenholdt med lav vandføring i Odense Å om sommeren bevirker, at iltkoncentrationen i Odense Å svarer nogenlunde til iltkoncentrationen i kølevandsudløbet (Fyns Amt 1990b).

Det vides ikke, om kølevandet nedstrøms udløbet af Odense Gl. Kanal opblandes fuldstændig med vandet fra Odense Å. Dansk Hydraulisk Institut (1985) vurderede, at der nedstrøms

udløbet af Odense Gl. Kanal ville ske en næsten fuldstændig opblanding af vandet efter at Fynsværkets nye enhed blev taget i anvendelse (Fynsværkets nye enhed - Blok 7 - blev taget i anvendelse d. 1. juli 1991).

Gennem august måned 1995 havde kølevandet en temperatur i udledningspunktet på mellem 19,9 - 32,1 °C, med en middeltemperatur på 26,7 °C og en iltkoncentrationen på mellem 4,7 - 13,4 mg/l med en middeliltkoncentration på 6,6 mg/l (Fynsværket 1996). Figur 3-4 viser, at vandtemperaturen i udledningspunktet stemmer overens med temperaturen i åmundingen. Derfor har vandtemperaturen i åmundingen antagelig også tilsvaret kølevandstemperaturen i august 1995. Rasmussen & Koed (1996) registrer, at der blev fanget havørreder i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å i både august og september 1995. De høje vandtemperaturer observeret i denne periode har tilsyneladende ikke hæmmet havørredopgangen. Elliott (1994) angiver lethaltemperaturen for ørred til mellem 25 - 30 °C, afhængig af akklimitationstemperaturen. Fritsvømmende ørreder kan tolererer en minimum iltkoncentration på 5,0 - 5,5 mg/l (Elliott 1994).

Det er derfor vanskeligt, på trods af at iltkoncentrationen oftest var over det kritiske niveau, at forestille sig, at der er sket en havørredopvandring i august måned, hvor middeltemperaturen var over 25 °C (det kan i denne forbindelse nævnes, at middelvandtemperaturen i Seden Strand d. 14. august blev målt til 20,1 °C, mens den tilsvarende temperatur i kølevandsudledningspunktet blev målt til 26,5 °C). Der er ingen datoangivelse for havørredfangsterne i Odense Gl. Kanal (Rasmussen & Koed 1996), og fangsten kan derfor være sket efter d. 25. august, hvor vandtemperaturen ikke på noget tidspunkt var over 25 °C i kølevandet. Alternativt er det en mulighed, at vandet fra Odense Å og Odense Gl. Kanal ikke opblandes fuldstændig, men at der til en hvis grad sker temperatur stratificering, med varmt vand i vestlige side og koldere vand i østlige side i nedre del af Odense Å. Ved at vandre op i østlige side af Odense Å vil havørreder således have mulighed for at undgå de meget høje kølevandstemperaturer. Nakatani (1969) fandt, at chinook-laks og regnbueørred vandrede i modsatte side af en kølevandsudledning i Columbia River. Det blev foreslået, at dette vandringsmønster skyldes, at vandet var koldere i denne side af floden.

For yderligere at vurdere vandtemperaturens betydning for havørredopgangen i Odense Å anbefales det, at temperaturforholdene i nedre del af Odense Å belyses nærmere. Dette kan f.eks. ske ved, at temperaturen i en periode kontinuert måles på mindst to stationer på strækningen fra mundingen af Odense Gl. Kanal til åmundingen. På hver station bør temperaturen måles i hele åens bredde og dybde. F.eks. to horisontale- og til disse tre vertikale-målepunkter.

Det er vist ved toggergarnsfiskeriet og telemetriundersøgelsen (jævnfør Kapitel 3), at en relativt stor del af de kønsmodne fisk under gydevandring til Odense Å-systemet søger op i Odense Gl. Kanal. Ved toggergarnsfiskeriet blev der ikke genfanget fisk i Odense Gl. Kanal, hvilket kan betyde, at havørredernes opholdstid i kølevandskanalen er forholdsvis kort. Hvorvidt omstændigheden, at havørrederne søger op i Odense Gl. Kanal, skyldes, at fiskene tiltrækkes af det varme kølevand vides ikke. Resultatet fra tidligere undersøgelser sandsynliggør denne hypotese. Nyman (1975) fandt således ved en undersøgelse i Sverige, at havørred blev tiltrukket af varmt kølevand, når den omgivende vandtemperatur var under 15 - 16 °C. Når den omgivende vandtemperatur oversteg 15 - 16 °C, fjernede havørred sig fra kølevandet. Johnsen (1977) fandt tilsvarende, at kølevandsudledningen fra et amerikansk

kraftværk påvirker laksefisk under gydevandringen, heriblandt ørred, til at tage ophold i det varme kølevand af kortere eller længere varighed. Opholdet i kølevandet vurderedes ikke at påvirke ørredbestanden efterfølgende.

Elektrofiskeri efter gydemodne havørreder i Odense Å ved Brobyværk.

4.5 Konklusion

Den forventede opgang af gydehavørreder til Odense Å og Stavids Å systemerne blev beregnet på baggrund af det estimerede smoltudtræk i 1995, mundingsudsætninger af smolt, erfaringstal for dødeligheden af havørreder i saltvand samt erfaringstal for andelen af de forskellige havørredårgange, som gyder pågældende år.

I 1995 blev opgangen af gydehavørreder til Odense Å-systemet estimeret til 705 (519 - 891) havørreder, heraf 169 (110 -270) til Lindved Å alene. På baggrund af smoltudtrækket og mundingsudsætninger blev den forventede opgang af gydehavørred til Odense Å-systemet beregnet til ca. 469 havørreder. Dette er 50 havørreder færre end nedre grænse i 95%-konfidensintervallet, og der er således rimelig overensstemmelse mellem den estimerede og den forventede opgang.

Under antagelse af at rusefangsterne direkte afspejler havørredgydeopgangen i Odense Å, blev der observeret korrelation mellem henholdsvis den ugentlige havørredopgang og ugentlig middelvandføring (r_s= 0,393) samt daglige havørredfangst og daglig ændring i middelvandtemperaturen (r_s= -0,312). Den daglige middelvandtemperatur synes også at have en vis betydning for havørredfangsten (r_s = -0,295). I ingen af de undersøgte tilfælde var korrelationen dog statistisk signifikant (p>0,05).

Den lave havørredgydeopgang i Odense Å-systemet skyldes formentlig primært en ringe smoltudvandring. Det potentielle ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) er på ca. 28.252 stk. smolt årligt, mod et smoltudtræk i 1995 på ca. 1.533 stk. smolt. Det skønnes, at der ved et smoltudtræk i den potentielle størrelse kan forventes en gennemsnitlig havørredopgang til Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) i størrelsesordenen 2.000 havørreder pr. år, mod 705 (519 - 891) havørreder i 1995.

Kønsfordelingen af gydemodne havørreder i både Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet svarer til, hvad der er fundet i andre danske vandsystemer.

Opgangen af gydehavørreder til Stavids Å blev estimeret til 283 (192 - 435) havørreder mod et forventet optræk på ca. 751 havørreder. Ved beregningen af den forventede havørredgydeopgang i 1995 antages det, at smoltudtrækket i årene før 1995 var det samme som i 1995. Det er tidligere vurderet, at denne antagelse er usikker (jævnfør Kapitel 1). Den forventede havørredgydeopgang i Stavids Å skønnes på den baggrund at være overvurderet.

Vandføringen i Stavids Å i hovedopgangsperioden 1995 (1. oktober - 31. december) var blot ca. 1/6 af normalvandføringen, hvilket formodes at have reduceret havørredgydeopgangen i 1995 i forhold til år med "normal" vandføring.

Det potentielle ørredsmoltudtræk fra Stavids Å-systemet er på ca. 9.311 stk. smolt mod et smoltudtræk i 1995 på ca. 6.256 stk. smolt. Det skønnes, at der ved et smoltudtræk i den potentielle størrelse kan forventes en gennemsnitlig årlig havørredgydeopgang i Stavids Å i størrelsesordenen 900 havørreder pr. år, mod 283 (192 - 435) havørreder i 1995. Vandføringen i Stavids Å er dog meget varierende, og der kan af den grund forventes store årsvariationer i havørredgydeopgangen.

På baggrund af nærværende delundersøgelse kan der ikke påvises nogen negativ effekt af Fynsværket på størrelsen af havørredgydeopgangen i Odense Å. Derimod er det ikke umiddelbart muligt, at vurdere Fynsværkets effekt på havørredgydeopgangen i Stavids Å. Dette skyldes dels, at der er usikkerheder forbundet med vurderingen af den forventede opgang, dels at det ikke er muligt at bestemme det indbyrdes størrelsesforhold mellem faktorerne, som har betydning for opgangen. Det kan ikke udelukkes, at kølevandsudledningen påvirker gydehavørredopgangen i Stavids Å i negativ retning således, at dette er en del af årsagen til, at opgangen i Stavids Å var mindre end forventet i 1995.

5 Sammenfatning og syntese

I nærværende afsnit sammenfattes de vigtigste resultater og konklusioner fra undersøgelsen og relateres til problemstillingen omkring Fynsværket.

Desuden stilles der forslag til foranstaltninger og tiltag til ophjælpning af havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne.

Formålet med projektet var, at undersøge om Fynsværkets kølevandsindtag og -udledning har en negativ effekt på havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne.

Hypoteserne om kølevandets eventuelle betydning for havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne er opridset forrest i denne rapport i afsnittet "*Problemstilling omkring Fynsværket i relation til fiskebestandene*"

Til belysning af problemstillingen blev der gennemført fem delundersøgelser i løbet af 1995 med den overordnede arbejdstitel "***Undersøgelse af vandrefiskenes passageproblemer i relation til Fynsværket***". De fem delundersøgelser belyser følgende emner:

1. Smoltudtrækket fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å (Kapitel 1 og afsnit 5.1).

2. Fiskedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag (Kapitel 2 og afsnit 5.2).

3. Vandringsmønsteret for gydemodne havørreder fra Odense Å og Stavids Å systemerne undersøgt ved hjælp af telemetri (Kapitel 3 og afsnit 5.3).

4. Havørredopgangen til Odense Å, Lindved Å og Stavids Å (Kapitel 4 og afsnit 5.4).

5. Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å (Rasmussen & Koed 1996 og afsnit 5.5).

For detaljerede beskrivelser af undersøgelserne henvises til de enkelte kapitler.

Undersøgelsens resultater er sammenfattet i Tabel 5-1.

Tabel 5-1. Undersøgelsens resultater (Kapitel 1 og Kapitel 4). 95%-konfidensintervaller i parentes.

	Smoltudtræk 1995		Havørredgydeopgang 1995	
	Odense Å-systemet (inkl. Lindved Å)	Stavids Å-systemet	Odense Å-systemet (inkl. Lindved Å)	Stavids Å-systemet
Potentielt [1)]	28.252	9.311	ca. 2.000	ca. 900
Forventet [2)]	8.305	3.265	469	751
Estimeret [3)]	1.533 (724-3.538)	6.256 (5.626-6.957)	705 (519-891)	283 (192-435)

1) Beregnet ud fra vandløbets areal. Cirka-tal. (teoretisk størrelse).
2) Beregnet ud fra den naturlige ørredproduktion af ½-års vilde ørreder og udsætningen af yngel, ½-års og 1-års ørreder. Ved beregning af havørredgydeopgangen er der anvendt erfaringstal for dødeligheden af havørreder i saltvand samt erfaringstal for andelen af de forskellige havørredårgange, som gyder pågældene år. Cirka-tal.
3) Beregnet ud fra observationer.

5.1 Smoltudtrækket fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å

Temperaturen synes at være den afgørende faktor for initieringen af smoltudtrækket i Odense Å, Lindved Å og Stavids Å. Hovedudtrækket for ørredsmolt begynder, når vandtemperaturen overstiger ca. 6 ^{0}C.

For de tre åer er der i 1995 en beskeden korrelation mellem det daglige smoltudtræk og vandtemperaturen, men ingen eller kun ringe korrelation mellem det daglige smoltudtræk og vandføringen. Sammenhængene var kun statistisk signifikante for Stavids Å.

Gennemsnitssmoltlængden for de tre åer blev bestemt til henholdsvis 18,7±3,8 (S.D.) cm i Odense Å, 19,0±3,7 (S.D.) cm i Lindved Å og 18,3±2,8 (S.D.) cm i Stavids Å. Der var ingen væsentlig forskel i gennemsnitslængden mellem førstegangsfangede og genfangede smolt.

Gennemsnitslængden for smolt fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å er ca. 2 cm større, end gennemsnitslængden fundet ved tidligere danske undersøgelser foretaget i jyske vandløb. Årsagen til dette kendes ikke. En sandsynlig årsag er, at ørredbestandene i Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet i høj grad er baseret på udsætning af dambrugsfisk, mens jyske vandløb kun i mindre grad er blevet suppleret med dambrugsfisk.

Den vilde ørredbestand og udsætningen af yngel, ½-års- og 1-års ørred i Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) giver et estimeret samlet smoltudbytte på 1.533 (724 - 3.538) smolt. Dette er ca. 18% af det forventede antal (jvf. afsnit 1.2.5 angående "forventede antal").

Det tilsvarende smoltudbytte i Lindved Å er estimeret til 880 (581 - 1.399) smolt. Størrelsen af den forventede smoltproduktion ligger indenfor den estimerede smoltproduktions 95%-sikkerhedsintervals grænser.

For Stavids Å-systemet er smoltudvandringen estimeret til 6.256 (5.626 - 6.957) smolt. Dette er ca. 192% af det forventede antal på 3.265 smolt. Smoltudbyttet skønnes at være lettere overestimeret, som følge af fiskehejreprædation på mærkede fisk. En høj vandføring i Stavids Å i 1994, som begunstiger yngel og ungfisk, taler for, at der er sket en større smoltudvandring fra Stavids Å i 1995 end de foregående tre år.

Årsagerne til det lave ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet kendes ikke. Der er ingen eller kun rester tilbage af vandløbsystemets oprindelige ørredstamme, og det er tænkeligt, at manglende tilpasning hos de udsatte dambrugsørreder er medvirkende til den lave smoltproduktion. Prædation fra rovfisk og fugle medfører antagelig et smolttab af nedtrækkende smolt. Dette er begunstiget af, at der, især på de nedre dele af hovedløbet, forekommer strækninger med sølignende passager. Spærringer og forurening i de mindre vandløb er givetvis også faktorer, som bidrager til den ringe smoltproduktion.

Ligesom i Stavids Å begunstiger høj vandføring i første halvdel af 1994 smoltudvandring fra Odense Å-systemet. Denne omstændighed understreger yderligere problemerne omkring det lave smoltudtræk fra Odense Å-systemet.

Til belysning af problematikken omkring den forholdsvis lave smoltudvandring fra Odense Å-

systemet er der i afsnit 5.6.4 forslag til videre undersøgelser.

Kølevandet fra Fynsværket (16 - 32 m^3/sek), som ledes ud i Odense Gl. Kanal og derfra videre ud i Odense Å, er generelt varmere end vandet i Odense Å. Det er ikke undersøgt, om temperaturovergangen påvirker smoltudtrækket. Der findes, så vidt vides, ingen litteratur som beskriver effekten af en temperaturovergang på smoltudtrækket. Umiddelbart synes der intet biologisk argument for, at en temperaturovergang skulle virke som en termisk barriere.

Til belysning af kølevandets mulige effekt på smoltudvandringen er der i afsnit 5.6.4 forslag til supplerende undersøgelser.

5.2 Fiskedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag

Fynsværkets risterensere i forbindelse med kølevandsindtag forårsager ingen eller kun en meget lille smoltdødelighed.

Der er en høj åledødelighed i forbindelse med tilbageholdelse af materiale fra Blok-enhed 7. Det er værd at bemærke, at en stor del af ålene ved opsamling i tilbageholdelsescontaineren var levende og intakte.

Det er muligt, at der, foruden åledødeligheden i forbindelse med tilbageholdelse af materiale, omkommer en del ål i forbindelse med transport af kølevand gennem Fynsværkets kondensatorer. Ål op til ca. 20 cm er i stand til at passerer gennem muslingefilteret på 4 mm. Det er ikke tænkeligt, at ålene lider overlast som følge af temperaturstigningen i kondensatorerne, men transporten kan muligvis forårsage mekaniske skader med død til følge.

Fiskeæg og -larve dødeligheden er ikke undersøgt i denne undersøgelse.

I afsnit 5.6 er givet forslag til supplerende undersøgelser.

5.3 Vandringsmønsteret for gydemodne havørreder fra Odense Å og Stavids Å systemerne undersøgt ved hjælp af telemetri

I perioden 11. oktober - 22. november 1995 blev 20 havørreder opfisket i Odense Å-systemet og 31 havørreder opfisket i Stavids Å-systemet, i alt 51 fisk, mærket med akustiske telemetrisendere. Frekvensen af fejl-vandringer, kaldet strejf-raten, fra det ene å-system til det andet blev sammenholdt statistisk.

For Odense Å blev strejf-raten for akustik-mærkede havørreder beregnet til 0,19, mens den for Stavids Å blev beregnet til 0,25. Forskellen mellem de to strejf-rater er ikke statistisk signifikant
($p = 0,83$).

Telemetri-undersøgelsen viser, at gydemodne havørreder opfisket i Stavids Å, ikke i højere grad end havørreder opfisket i Odense Å, trækker op gennem Odense Å's nedre del og "fanges" i kølevandsudløbet i Odense Gl. Kanal, hvor de kan mærke vandet fra Stavids Å.

Det blev observeret, at en stor andel af de mærkede havørreder (8 ud af 13), som senere vandrede op i Odense Å, tog ophold i mere end ét døgn i Odense Gl. Kanal og i Odense Å omkring udløbet af Odense Gl. Kanal. Opholdstiden i området for disse fisk varierede fra godt ét døgn til ca. 43 døgn. Desuden tog tre af de i alt seks fejl-vandrende havørreder fra Stavids Å ophold i området på mellem 6 - 13 døgn, inden de vandrede videre op i Odense Å. Ved andre undersøgelser er lignende mønstre for havørreders og andre laksefisks vandring observeret i forbindelse med kølevandsudledninger, og det er sandsynligt, at dette ophold skyldes udledningen af varmt kølevand.

Selv om undersøgelsen har givet en indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker havørredopgangen til Stavids Å, vurderes det ikke muligt, med baggrund i metoden anvendt i undersøgelsen, at konkludere endeligt om dette forhold. Derfor er der givet foreslag til en supplerende undersøgelse, som skal gøre det muligt at foretage en sådan konklusion (se afsnit 5.6).

5.4 Havørredopgangen til Odense Å, Lindved Å og Stavids Å.

I 1995 er opgangen af gydehavørreder til Odense Å-systemet estimeret til 705 (519 - 891) havørreder, heraf 169 (110 -270) til Lindved Å alene. På baggrund af smoltudtrækket og mundingsudsætninger er den forventede opgang af gydehavørred skønnet til ca. 469 havørreder. Usikkerhederne i forbindelse med beregning af den forventede bestand taget i betragtning, må der siges at være rimelig overensstemmelse mellem den observerede og den forventede havørredopgang

Den lave gydehavørredopgang i Odense Å-systemet skyldes hovedsageligt et ringe smoltudtræk. Det potentielle ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) er på ca. 28.252 stk. smolt årligt, mod et smoltudtræk i 1995 på ca. 1.533 stk. smolt. Det skønnes, at der ved et smoltudtræk i denne størrelse kan forventes en gennemsnitlig havørredopgang til Odense Å-systemet (inklusive Lindved Å) i størrelsesordenen 2.000 havørreder pr. år, mod 705 (519 - 891) havørreder i 1995.

Kønsfordelingen af gydemodne havørreder i både Odense Å-systemet og Stavids Å-systemet svarer til, hvad der er fundet i andre danske vandsystemer.

Opgangen af gydehavørreder til Stavids Å er estimeret til 283 (192 - 435) havørreder, mod et forventet optræk på ca. 751 havørreder. Ved beregningen af den forventede havørredgydeopgang i 1995, antages det at smoltudtrækket i årene før 1995 var det samme som i 1995. Det er tidligere vurderet at denne antagelse er usikker (jævnfør Kapitel 1). Den forventede havørredgydeopgang i Stavids Å skønnes på den baggrund at være overvurderet.

Vandføringen i Stavids Å i hovedopgangsperioden 1995 (1. oktober - 31. december) var blot ca. 1/6 af normalvandføringen, hvilket formodes at have reduceret havørredgydeopgangen i 1995 i forhold til år med "normal" vandføring.

Det potentielle ørredsmoltudtræk fra Stavids Å-systemet er på ca. 9.311 stk. smolt, mod et estimeret smoltudtræk i 1995 på ca. 6.256 stk. smolt. Det skønnes, at der ved et smoltudtræk i den potentielle størrelse kan forventes en gennemsnitlig årlig havørredgydeopgang til Stavids Å i størrelsesordenen 900 havørreder pr. år, mod 283 (192 - 435) havørreder i 1995. Vandføringen i Stavids Å er dog meget varierende, og der kan af den grund forventes store årsvariationer i havørredgydeopgangen.

På baggrund af nærværende delundersøgelse kan der ikke påvises nogen negativ effekt af Fynsværket på størrelsen af havørredgydeopgangen i Odense Å. Derimod er det ikke umiddelbart muligt at vurdere Fynsværkets effekt på havørredgydeopgangen i Stavids Å. Dette skyldes dels, at der er usikkerheder forbundet med vurderingen af den forventede opgang, dels at det ikke er muligt at bestemme det indbyrdes størrelsesforhold mellem faktorerne, som har betydning for opgangen. Det kan ikke udelukkes, at kølevandsudledningen påvirker gydehavørredopgangen i Stavids Å i negativ retning, således at dette er en del af årsagen til, at opgangen i Stavids Å var mindre end forventet i 1995.

5.5 Havørredfiskeriet i Odense Fjord, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å (Rasmussen & Koed 1996).

Fangsten af havørreder i Odense Fjord samt Odense Gl. Kanal og Odense Å fra sammenløbet med kanalen til udløbet i fjorden blev undersøgt i 1995. Følgende metoder blev anvendt til undersøgelsen:

- forsøgsfiskeri med nedgarn.
- regelmæssige optællinger af nedgarn, bundgarn, pæleruser og stangfiskere.
- spørgeskemaundersøgelser.
- indrapporterede carlinmærker fra to-års smolt, udsat i fjorden foråret 1995.
- indrapporterede akustiksendere fra gydemodne havørreder, udsat i fjorden efteråret 1995.

Ud af en samlet udsætning på ca. 10.500 to-års smolt i foråret estimeres ca. 600 til at være fanget i løbet af undersøgelsesperioden (1. april til 15. november 1995). I alt estimeres maksimalt 6.500 havørreder > 40 cm at være fanget i denne periode. Dette anslås at modsvare en totalfangst på 7.100 havørreder > 40 cm i hele 1995. De fleste havørreder fanges nord for Vigelsø. Den største fangst pr. areal sker på den korte strækning i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å, hvor det estimeres, at der minimum blev fanget 1.500 havørreder > 40 cm i 1995.

En markant årstidsvariation er observeret i fangsterne. I foråret registreres en høj fiskeriintensitet med alle fiskeredskaber i fjorden samt af sportsfiskere i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å. Ca. 40% af årets havørredfangst finder sted i foråret. Fra medio juni og indtil september fanges stort set ikke havørreder i 1995 indenfor undersøgelsesområdet. Fra medio september og frem til fredningen i ferskvand den 15. november fiskes igen intensivt med alle fiskeredskaber i fjorden og af sportsfiskerne i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å. Ca. 57% af havørrederne fanges i efterårsfiskeriet.

43% fanges i nedgarn, 12% i bundgarn, 24% af stangfiskere på kyst og i båd og endelig står sportsfiskere ved Odense Gl. Kanal og Odense Å fra sammenløbet med kanalen til udløbet i fjorden for de resterende 21% af havørredfangsten.

Syd for Gersø Hage fanges tilsyneladende mellem 8 og 12 % af den samlede potentielle havørredgydebestand, som er på vej til gydepladserne i Odense og Stavids Å.

Fangsten af smolt i bundgarn om foråret er ikke kvantificeret, men intet tyder på, at den samlede smoltdødelighed p.g.a. fiskeri er kritisk stor.

5.6 Undersøgelsens resultater i relation til Fynsværket

5.6.1 Smoltudtrækket

Der er ikke fundet forhold, som tyder på, at udledningen af kølevand påvirker smoltudtrækket fra Odense Å-systemet. Det er ikke undersøgt, hvorvidt temperaturovergangen, hvor Odense Gl. Kanal udmunder i Odense Å, påvirker smoltudtrækket, og der findes, så vidt vides, ingen litteratur, som beskriver tilsvarende problemstilling. Umiddelbart synes der intet biologisk argument for, at en temperaturovergang skulle virke som en termisk barriere for smoltene. Fra slutningen af april til midten af maj måned, hvor smoltudtrækket normalt kulminerer, vil mange danske fjorde i forvejen have en højere gennemsnitstemperatur end udmundende vandløb. Dette skyldes, at de danske fjorde generelt er lavvandede og derfor let temperaturpåvirkelige, mens vandløbene er mere eller mindre grundvandspåvirkede. Det foreslås dog, at effekten af temperaturovergangen på smoltudvandringen belyses nærmere (se afsnit 5.6).

Ved undersøgelsen af Fynsværkets kølevandsindtag blev der registreret en død ørred på 35 cm d. 29. april 1995. På dette grundlag vurderes det, at der ingen eller kun en meget ringe smoltdødelighed er i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag fra Odense Kanal.

5.6.2 Havørredopgangen

På baggrund af foreliggende undersøgelse er der ingen forhold som taler for, at Fynsværket påvirker størrelsen af havørredopgangen til Odense Å. Derimod er det ikke umiddelbart muligt, at vurdere Fynsværkets effekt på havørredgydeopgangen i Stavids Å. Dette skyldes dels, at der er usikkerheder forbundet med vurderingen af den forventede opgang, dels at det ikke er muligt at bestemme det indbyrdes størrelsesforhold mellem faktorerne, som har betydning for opgangen. Det kan ikke udelukkes, at kølevandsudledningen påvirker havørredopgangen i Stavids Å i negativ retning, således at dette er en del af årsagen til, at opgangen i Stavids Å var mindre end forventet i 1995.

Telemetriundersøgelsen (kapitel 3) viste at fejlvandrings-raten for havørreder fra Stavids Å ikke var signifikant forskellig fra fejlvandrings-raten for havørreder fra Odense Å ($p=0,83$). Egnetheden af metoden anvendt i telemetriundersøgelsen til belysning af denne problemstilling gør dog, at der ikke kan konkluderes endeligt omkring kølevandsudledningens indvirken på gydehavørredopgangen i Stavids Å (se diskussionen). Undersøgelsen giver dog en vis indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker gydehavørredopgangen til Stavids Å væsentligt. Det tyder derfor ikke på, at havørreder fra Stavids Å "fanges" i kølevandsudløbet i Odense Gl. Kanal, hvor de kan lugte vandet fra Stavids Å.

Der er tidligere gennemført undersøgelser omkring betydning af kraftværkers kølevandsudledning for opgangen af laksefisk i vandløb. Alabaster (1969) konkluderer således, at man i estuarier, som modtager kølevand, ikke vil forvente nogen effekt på lakse- og havørredmigrationen. Dette bekræftes af undersøgelser i River Usk, hvor fangsten af laks har været konstant over en årrække indenfor en periode, hvor et kraftværk er taget i anvendelse (Swain 1957). Ved en tilsvarende undersøgelse af laksefiskeriet i River Severn i

relation til kølevandsudledning fra et kraftværk, fandt Langford (1970) ingen nedgang i lakse laksefiskeriet før og efter opførelsen af kraftværket. Dette indikerer, at fiskene ikke har haft migrationsproblemer, på trods af en temperaturstigning i floden på 5-9 °C foranlediget af kølevandet. I Columbia River undersøgte Nakatani (1969), effekten af kølevandsudledningen fra atomkraftværket Hanford på en række fiskearter i en periode på over 20 år. Blandt andet blev opgangen af gydefisk og smoltudtrækket undersøgt for regnbueørred, sockeye-laks og chinook-laks. Der blev ikke observeret nogen effekt af kølevandsudledningen hverken på opgangen af gydemodnefisk eller på smoltudtrækket. Tids- og antalsmæssigt var opgangen den samme, som før der skete kølevandsudledning til floden.

Langford (1983) finder ved litteraturgennemgang, at der er modstridende meninger om, hvad høje vandtemperaturer betyder for salmoniders gydeopvandring. Dette hænger tildels sammen med at andre faktorer samtidig spiller ind. Den vigtigste indirekte effekt af en temperaturstignign er påvirkningen af iltforholdene i vandet. Iltkoncentrationen i vand falder proportionalt med stigende temperatur. Er der i forvejen dårlige iltforhold i et område, vil dette forhold forværres ved kølevandsudledning. Dette kan skabe problemer for fisk, som har ringe tolerance for lave iltspændinger, eksempelvis ørred. Iltkoncentrationen i Fynsværkets kølevandsindtag er til tider lav om sommeren som følge af en stor primærproduktion/respiration i Odense Kanal (Fyns Amt 1990b). Ved kølevandets passage gennem kraftværket sker der en uddrivning af 1-2 mg O_2/l, bl.a. som følge af opvarmning. Fyns Amt har i juli måned 1983 målt minimumsiltkoncentrationer på 3,1-3,5 mg O_2/l i Odense Gl. kanal (Fyns Amt 1990b). Den store kølevandsmængde sammenholdt med lav vandføring i Odense Å om sommeren bevirker, at iltkoncentrationen i Odense Å svarer nogenlunde til iltkoncentrationen i kølevandsudløbet (Fyns Amt 1990b).

Det vides ikke, om kølevandet nedstrøms udløbet af Odense Gl. Kanal opblandes fuldstændig med vandet fra Odense Å. Dansk Hydraulisk Institut (1985) vurderede, at der nedstrøms udløbet af Odense Gl. Kanal ville ske en næsten fuldstændig opblanding af vandet, efter at Fynsværkets nye enhed blev taget i anvendelse (Fynsværkets nye enhed - Blok 7 - blev taget i anvendelse d. 1. juli 1991).

Gennem august måned 1995 havde kølevandet en temperatur i udledningspunktet på mellem 19,9 - 32,1 °C, med en middeltemperatur på 26,7 °C og en iltkoncentrationen på mellem 4,7 - 13,4 mg/l med en middeliltkoncentration på 6,6 mg/l (Fynsværket 1996). Figur 3-4 viser, at vandtemperaturen i udledningspunktet stemmer overens med temperaturen i åmundingen. Derfor har vandtemperaturen i åmundingen antagelig også tilsvaret kølevandstemperaturen i august 1995. Rasmussen & Koed (1996) registrer, at der blev fanget havørreder i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å i både august og september 1995 (ingen dato angivelse). De høje vandtemperaturer observeret i denne periode har tilsyneladende ikke hæmmet havørredopgangen. Elliott (1994) angiver lethaltemperaturen for ørred til mellem 25 - 30 °C, afhængig af akklimitationstemperaturen. Fritsvømmende ørreder kan tolerere en minimum iltkoncentration på 5,0 - 5,5 mg/l (Elliott 1994).

Det er derfor vanskeligt, på trods af at iltkoncentrationen oftest var over det kritiske niveau, at forestille sig, at der er sket en havørredopvandring i august måned, hvor middeltemperaturen var over 25 °C (det kan i denne forbindelse nævnes, at middelvandtemperaturen i Seden Strand d. 14. august blev målt til 20,1 °C, mens den tilsvarende temperatur i kølevandsudledningspunktet blev målt til 26,5 °C). Der er ingen datoangivelse for

havørredfangsterne i Odense Gl. Kanal (Rasmussen & Koed 1996), og fangsten kan derfor være sket efter d. 25. august, hvor vandtemperaturen ikke på noget tidspunkt oversteg 25 °C i kølevandet. Alternativt er det en mulighed, at vandet fra Odense Å og Odense Gl. Kanal ikke opblandes fuldstændig, men at der til en vis grad sker temperaturstratificering, med varmt den vand i vestlige side og koldere vand i den østlige side i nedre del af Odense Å. Ved at vandre op i østlige side af Odense Å, vil havørreder således have mulighed for at undgå de meget høje kølevandstemperaturer. Nakatani (1969) fandt, at chinook-laks og regnbueørred vandrede i modsatte side af kølevandsudledning i Columbia River. Det blev foreslået, at dette vandringsmønster skyldes, at vandet var koldere i denne side af floden.

Der er dog vist ved toggergarnsfiskeriet, at en relativt stor del af de kønsmodne fisk under gydevandring til Odense Å-systemet søger op i Odense Gl. Kanal. Dette understøttes af telemetriundersøgelsen, hvor det blev observeret, at en stor andel af havørrederne (8 ud af 13), som senere vandrede op i Odense Å, tog ophold i mere end ét døgn i Odense Gl. Kanal og i Odense Å omkring udløbet af Odense Gl. Kanal. Opholdstiden i området for disse fisk varierede fra godt ét døgn til ca. 43 døgn. Desuden tog tre af de i alt seks fejl-vandrende havørreder fra Stavids Å ophold i området på mellem 6 - 13 døgn, inden de vandrede videre op i Odense Å. Det er sandsynligt, at dette ophold skyldes udledningen af varmt kølevand.

Ved toggergarnsfiskeriet gennem undersøgelsesperioden blev der ikke genfanget fisk i Odense Gl. Kanal, hvilket indikerer, at havørredernes opholdstid i kølevandskanalen er forholdsvis kort. Hvorvidt at ørrederne søger ind i Odense Gl. Kanal skyldes, at fiskene tiltrækkes af det varme kølevand i Odense Gl. Kanal vides ikke. Resultatet fra tidligere undersøgelser sandsynliggør denne hypotese. Nyman (1975) fandt således ved en undersøgelse i Sverige, at havørred blev tiltrukket af varmt kølevand når, den omgivende vandtemperatur var under 15 - 16 °C. Når den omgivende vandtemperatur oversteg 15 - 16 °C fjernede havørred sig fra kølevandet. Johnsen (1977) fandt tilsvarende, at kølevandsudledningen fra et amerikansk kraftværk påvirker laksefisk under gydevandringen, heriblandt ørred, til at tage et ophold i det varme kølevand af en kortere eller længere varighed. Opholdet vurderedes til ikke at påvirke ørredbestanden på anden vis.

5.6.3 Ålebestanden

I foråret 1995 blev der observeret en betydelig åledødelighed ved undersøgelsen af Fynsværkets kølevandsindtag i forbindelse med tilbageholdelse af materiale fra Blok-enhed 7.

En stor del af ålene var ved registreringen levende og intakte. Åledødeligheden skønnes derfor, at kunne nedsættes kraftigt, hvis ålene genudsættes i havnebassinet.

Anderson & Jacobsen (1980) fandt, at glasål, som passerede med kølevandet gennem atomkraftværket Ringhals i Sverige, med meget få undtagelser overlevede uden mén.

Det er muligt, at der, foruden åledødeligheden i forbindelse med tilbageholdelse af materiale, omkommer en del ål i forbindelse med transport af kølevand gennem Fynsværkets kondensatorer. Ål op til ca. 20 cm er i stand til at passere gennem muslingefilteret på 4 mm. Det er ikke tænkeligt, at ålene lider overlast som følge af temperaturstigningen i kondensatorerne, men transporten kan muligvis forårsage mekaniske skader med død til følge. Det bør, på trods af den svenske undersøgelse, undersøges nærmere, om der sker en

åledødelighed i denne forbindelse.

Ål er en varmtvandsfisk og har sin optimale væksttemperatur ved ca. 25 °C. Når vandtemperaturen når ned under ca. 5 °C ophører fødeindtagelsen. Ålelarverne bliver ført med havstrømmene til de danske kyster i forårs- og sommermånederne. I vestjyske vandløb begynder opvandringen først. Jo længere et vandløb ligger inde i de danske farvande, jo senere sker åleopvandringen (Nielsen 1982). I Sjællandske vandløb kan opvandringen strække sig til hen i juli måned. Der er en positiv sammenhæng mellem glasålopgangen og afstrømning. Vandtemperaturen har også betydning for opgangen. Således sker opvandringen i Gudenåen ved vandtemperaturer på mellem 10 - 20 °C (Dahl 1983). Ål har som nævnt sin optimale væksttemperatur ved 25 °C og opsøger områder, hvor temperaturen er relativt høj. Det er således observeret i Sverige, at kølevandsudledninger tiltrækker ål (Nyman 1975; Neuman 1982).

På grundlag af ovenstående forhold kan det formodes, at der er problemer med opgangen af glasål til Odense Å og Stavids Å (Fyns Amt 1990), og at ål søger op i det varme kølevand i Odense Gl. kanal. Disse forhold er ikke blevet undersøgt ved nærværende undersøgelse. Det er særdeles vanskeligt at kvantificere størrelsen af ålebestanden i et område som Odense Gl. Kanal. Blandt andet er det ikke muligt at elektrofiske på grund af høj salinitet. En bestandsvurdering må derfor tage udgangspunkt i fiskeri med traditionelle redskaber (åleruser og åletrawl). Anvendelse af denne metode til vurdering af ålebestanden vurderes urealistisk på baggrund af Odense Gl. Kanals karakter, med mindre der sker en oprensning af kanalen (fjernelse af cykler, pæle m.m.)

Det er sandsynligt, at åleopvandringen er påvirket af kølevandsudledningen. Der blev observeret en del ål i Odense Å og Stavids Å ved elektrofiskeriet efter havørred i efteråret 1995, men det er ikke på dette grundlag muligt at vurdere størrelsen af ålebestanden i de pågældende åer. I foråret 1993 blev der udsat 83.900 stk. ål i Odense Å (ålene vejede i gennemsnit ca. 5 g og var ca. 10 cm lange ved udsætningen), af hvilken grund der på nuværende tidspunkt må forventes en betydelig ålebestand i Odense Å.

For at kunne vurdere påvirkningen fra Fynsværket på ålebestanden, er det nødvendigt, at kvantificere ålebestanden i vandløbet. Dette skønnes på baggrund af ovenstående at være relevant.

5.6.4 Forslag til supplerende undersøgelser i relation til Fynsværket

1. Vandtemperaturens betydning for havørredopgangen i Odense Å
For yderligere at kunne vurdere vandtemperaturens betydning for havørredopgangen i Odense Å, anbefales det, at temperaturforholdene i nedre del af Odense Å belyses nærmere. Dette kan f.eks. ske ved, at temperaturen i en periode kontinuert måles på mindst to stationer på strækningen fra mundingen af Odense Gl. Kanal til åmundingen. På hver station bør temperaturen måles i hele åens bredde og dybde. F.eks. to horisontale- og til disse tre vertikale-målepunkter.

2. Undersøgelse af ørredsmoltnedtrækket fra Odense Å-systemet
Det er ikke umiddelbart på grundlag af nærværende undersøgelse muligt, at be- eller afkræfte om udledningen af kølevandet virker tiltrækkende- eller som en temperaturbarriere for

udtrækkende smolt. Desuden er årsagerne til, at ørredsmoltnedtrækket fra Odense Å-systemet er meget lavere end forventet ukendte. På den baggrund foreslås det, at følgende undersøgelse gennemføres i foråret 1997:

I. Temperaturen måles på 3 udvalgte stationer:
- I Odense Å, umiddelbart ovenfor Odense Gl. Kanals udmunding.
- I Odense Å, umiddelbart nedenfor Odense Gl. Kanals udmunding.
- I Odense Fjord ved Seden Strand.

II. I foråret 1997 gennemføres følgende undersøgelser for at klarlægge og lokalisere årsagerne til det lave ørredsmoltudtræk fra Odense Å-systemet:

A. Der opstilles smoltfælder på tre lokaliteter i Odense Å's hovedløb: 1. Bellingbro. 2. Nedstr. Dalum Papirfabrik. 3. Kerteminde Bro.

Smoltnedtrækket forbi de enkelte fælder estimeres (fangst/genfangst-metoden) og dødeligheden på del-strækningerne kan bestemmes.

B. Størrelserne af rovfiskebestandene i hovedløbet bestemmes (fangst/genfangst-metoden). Mavefyldningsgraden hos rovfiskene bestemmes ved mavepumpning. Maveindholdet vejes og artsbestemmes. Herefter kan det totale kvantitative-(mængdemæssige) og kvalitative-fødekonsum (artssammensætning) bestemmes (Koed 1993).

C. Mindst 50 stk. vilde ørredsmolt fanget i fælden v. Belllingebro mærkes med kombinerede radio/akustisk-sendere. Der opstilles dataloggere på 4 udvalgte stationer i åen (bl.a. i OGK og i åmundingen). De mærkede smolt pejles manuelt hver eller hveranden dag. Er der formodning om, at en mærket smolt er blevet ædt af en rovfisk forsøges denne opfisket ved elektrofiskeri. En påfaldende høj opholdstid for smolt umiddelbart ovenfor Odense Gl. Kanals udmunding vil give indikation på en termisk barriere, mens en høj koncentration af smolt i kølevandet vil indikere, at smoltene tiltrækkes af det varme og salte kølevand.

D. Der foretages fiskeri med toggergarn i Odense Gl. Kanal efter ørredsmolt.

Resultaterne fra I og II sammenholdes, hvilket helt eller delvis skulle afklare nedtræksproblemer.

3. Undersøgelse af havørredes strejfrate i vandløb med udmunding i Odense Fjord i relation til Fynsværkets kølevandsudledning

Som tidligere nævnt blev opgangshavørreder, fanget i de respektive åer ved elektrofiskeri, anvendt i forsøget. Selv om undersøgelsen har givet en stærk indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker havørred opgangen til Stavids Å negativt, vurderes det ikke muligt, med baggrund i undersøgelsen, endeligt at konkludere om dette forhold. Derfor foreslås følgende undersøgelse gennemført:

I foråret 1997 finneklippes et antal smolt som mundingudsættes i henholdsvis Odense Å, Stavids Å og f.eks. Geels Å eller Vejrup Å (smoltpuljen som i forvejen skal

mundingsudsættes anvendes, f.eks. 10.000 smolt i hver å). De tre grupper finneklippes forskelligt (fedtfinne, højre brystfinne og venstre bugfinne). I efteråret 1999 elektrofiskes der efter gydemodne havørreder i de tre åer. Havørreder stammende fra de tre udsætninger registreres. I hvert vandløb sammenholdes antallet af strejfere fra de to øvrige vandløb, hvorved det f.eks. kan afgøres, om flere fisk fra Stavids Å, end fisk fra Geels Å, strejfer til Odense Å.

4. Undersøgelse af fiskeæg- og -larvedødelighed i forbindelse med Fynsværkets kølevandsindtag

Ål op til ca. 20 cm er i stand til at passerer gennem muslingefilteret på 4 mm i Fynsværkets kølevandsindtag. Det er ikke tænkeligt, at ålene lider overlast som følge af temperaturstigningen i kondensatorerne, men transporten kan muligvis forårsage mekaniske skader med død til følge.

Fiskeæg- og -larvedødeligheden er ikke undersøgt i denne undersøgelse.
I perioden 5. juli - 9. oktober 1985 blev der ugentligt indsamlet zooplanktonprøver i Fynsværkets kølevandsindtag med et 100μm planktonnet, som havde stået i 10 minutter (VKI 1986). Der blev i løbet af undersøgelsen registreret fiskelarver/fiskeæg én gang i kølevandsindløbet (d. 9. september, ingen arts angivelse). Der findes ingen information om størrelsen af fiskeæg- og fiskelarveproduktionen i Odense Fjord, men de vigtigste potientielle gydearter er: pighvarre (*Psetta maxima* (L.)) (kønsmodne pighvarrer er observeret i fjorden), skrubbe (*Platichthys flesus* (L.)), hornfisk (*Belone belone* (L.)), almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpius* (L.)) og ålekvabbe (*Zoarces viviparus* (L.)) (pers. medd. Josianne Støttrup, DFU).

Det bør undersøges nærmere, om der generelt sker en fiskeæg- og -larvedødelighed i forbindelse med kølevandsindtaget. Dette kan ske ved, at en kendt mængde kølevand filteres før, og efter det har passeret gennem turbinerne. Filteret skal være småt nok til, at æg, larver og glasål tilbageholdes. Den samlede mængde af æg, larver og fisk, som passerer gennem Fynsværket kan således bestemmes ved ekstrapolering. Samtidig vil det være hensigtsmæssigt, at kvantificere ålebestanden i Stavids Å for, at vurdere denne i forhold til andre vandløb med udmunding i Odense Fjord og dermed i forhold til Fynsværket. Desuden er det nødvendigt at kende produktionen af fiskeæg og fiskelarver i Odense Fjord, for at kunne afgøre betydningen af en evt. dødelighed i kølevandsindtaget.

5.7 Forslag til foranstaltninger og tiltag til ophjælpning af havørredbestandene i vandløb med udløb i Odense Fjord

5.7.1 Havørredfiskeri og gydeopgang

Havørredbestanden i Odense Fjord pr. 1. maj anslås at ligge mellem ca. 24.200 og ca. 31.000 og gydebestanden i 1995 på 4.200 havørreder. Den årlige havørredfangst vurderes at ligge mellem ca. 7.100 og ca. 9.500 havørreder.

Øges smoltudvandringen til Odense Fjord fra de respektive tilløb til det potentielle udbytte på ca. 52.184 smolt årligt (internt FFI-notat) (dette kan ske ved en større naturlig smoltproduktion i vandløbene, og/eller ved en forøgelse af mundingsudsætningerne, se afsnit 1.2.5), kan der efter en årrække på 5 - 6 år forventes en bestand på ca. 22.200 havørreder i Odense Fjord. Dette vil give en forventet gydebestand på ca. 4.900 havørreder. Havørredbestanden i Odense Fjord beregnet på dette grundlag forventes altså knapt så stor som i 1995, mens den samlede gydebestand forventes ca. 700 fisk større. Bibeholdes den nuværende fiskeriindsats vil den årlige havørredfangst fremover ligge i samme størrelsesorden som i 1995.

5.7.2 Stavids Å

På baggrund af undersøgelsen vurderes det ikke, at havørredopgangen i Stavids Å kan forøges væsentligt. Store årlige fluktutationer i Stavids Å's havørredbestand kan forventes, hovedsageligt som følge af åens ustabile vandføringsforhold.

For at bekræfte ovenstående forhold anbefales det, at havørredopgangens størrelse i Stavids Å vurderes over en årrække, f.eks. 2 - 4 år.

5.7.3 Odense Å

Smoltudtræk
I Odense Å er det først og fremmest smoltudtrækket som begrænser havørredopgangen, mens fiskeridødeligheden i fjorden vurderes værende en sekundær begrænsende faktor.

Årsagerne til det lave smoltudtræk fra Odense Å-systemet kendes ikke. Der er ingen eller kun rester tilbage af vandløbsystemets oprindelige ørredstamme, og det er tænkeligt at manglende tilpasning hos de udsatte dambrugsørreder er medvirkende til den lave smoltproduktion. Prædation medfører antagelig et smolttab af nedtrækkende smolt. I Odense Å er potentielle prædatorer først og fremmest gedde, fiskehejre og sandart. Især på de nedre dele af hovedløbet forekommer der strækninger med sølignende passager. Spærringer og forurening i de mindre vandløb er givetvis også en faktor, som bidrager til den ringe smoltproduktion.

Det anbefales derfor, at årsagerne til det lave smoltudtræk undersøges. Til dette formål vil det være hensigtsmæssigt kende smoltdødelighederne i de forskellige dele af vandløbet. Disse kan belyses ved fældefangster og radiotelemetriske undersøgelser. Dødelighederne kan derefter sammenholdes med diverse faktorer, f.eks. tætheden af rovfisk.

Fiskeridødelighed
Fiskeridødeligheden for havørreder over 40 cm i Odense Gl. Kanal og Odense Å fra sammenløbet med kanalen til udløbet i fjorden blev beregnet til ca. 21% af totalfangsten af havørreder over 40 cm i Odense Fjord-området (Rasmussen & Koed 1996). Dette svarer til, at der i perioden 20. januar - 18. juni fanges minimum 500 havørreder over 40 cm i Odense Gl. Kanal og Odense Å fra sammenløbet med kanalen til udløbet i fjorden, og at der i perioden 19. juni - 15. november fanges minimum 1.000 havørreder over 40 cm i samme område. I månederne juni og juli forekommer der kun et ubetydelig fiskeriet i området.

Det vides ikke, hvor stor en del af de ialt ca. 1.500 havørreder, som fanges i området, der er umodne fisk, og hvor stor en del der er gydehavørreder på vandring til Odense Å. Det er observeret, at en del af fiskene er kønsmodne (pers. observation, efteråret 1995). Umodne fisk fra Odense Fjord tiltrækkes sandsynligvis af det varme kølevand, når vandtemperaturen er lav i Odense Fjord. Ophavslokaliteten for de umodne havørreder er ukendt, men de stammer antagelig fra de forskellige vandløb som udmunder i Odense Fjord, inklusive Odense Å-systemet.

For at sikre gydebestanden i Odense Å maksimalt kan det overvejes, at regulere fiskeriet i Odense Gl. Kanal og Odense Å fra sammenløbet med kanalen til udløbet i fjorden i perioden 1. september - 1. marts. Et eventuelt totalt fiskeriforbud i Odense Gl. Kanal, ligesom det er sket ved Asnæsværket v. Kalundborg, er en mulighed. Formålet med et totalt fiskeriforbud er dels, at sikre den aktuelle gydebestand, dels at sikre den kommende gydebestand, d.v.s. at nedsætte fiskeridødeligheden på den umodne havørredbestand (grønlændere).

5.7 Overordnet konklusion

De gennemførte undersøgelser giver anledning til at drage følgende overordnede konklusioner vedrørende Fynsværkets betydning for vandrefiskenes passagemuligheder:

Odense Å-systemet
Smoltudtrækket fra Odense Å-systemet er meget begrænset i forhold til, hvad der kan forventes.

Undersøgelserne viste god overenstemmelse mellem gydehavørredopgangen og den forventede gydehavørredopgang i 1995. Gydehavørredopgangen var beskeden, men i overensstemmelse med det forventede. Undersøgelserne tyder således ikke på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å har væsentlig negativ betydning for gydehavørredopgangen i Odense Å-systemet.

Den lave opgang af gydehavørreder vurderes primært at skyldes det lave smoltudtræk. På baggrund af eksisterende viden, forekommer det ikke sandsynligt, at kølevandsudledningen har indflydelse på smoltudtrækket.

Undersøgelserne viste desuden, at Odense Gl. Kanal ikke virker som en permanent blindgyde for optrækkende gydehavørreder, men at kølevandsudledningen kan medføre en forsinkende effekt på opgangen, og at kølevandsudledningen i perioder kan give anledning til ophobning af optrækkende gydehavørreder i Odense Gl. Kanal.

Stavids Å
I 1995 var smoltudtrækket fra Stavids Å højere end forventet. Undersøgelserne i 1995 viser imidlertid, at havørredopgangen var noget mindre end forventet med baggrund i det estimerede smoltudtræk i 1995. Der er flere mulige forklaringer på dette. I efteråret 1995 var vandføringen i Stavids Å usædvanlig lav, hvilket givetvis har foranlediget, at færre havørreder er gået op, end hvis der havde været en "normal" vandføring. Smoltudtrækket i 1995 kan være overestimeret og/eller være højere end i foregående år. Begge tilfælde bevirker, at den forventede gydehavørredopgang vurderes for højt. Selv om undersøgelsen har givet indikation på, at Fynsværkets kølevandsudledning til Odense Å ikke påvirker havørredopgangen til Stavids Å, vurderes det ikke muligt, med baggrund i undersøgelsen, at konkludere endeligt om dette forhold.

Kølevandsindtaget
Fynsværkets risterensere i forbindelse med kølevandsindtag forårsager ingen eller kun en meget lille smoltdødelighed.

Der er en høj åledødelighed i forbindelse med tilbageholdelse af materiale fra Fynsværkets Blok-enhed 7. Det er værd at bemærke, at en stor del af ålene ved opsamlingen er levende og intakte, men senere omkommer i opsamlingscontaineren.

Fiskeri
Fiskeriet i Odense Fjord på sit nuværende niveau antages ikke i sig selv, at være kritisk for havørredgydebestanden i vandløb med udløb i Odense Fjord.

Der sker et betydeligt fiskeri i den nedre del af Odense Å og Odense Gl. Kanal. Det vides ikke, hvor stor en del af de fangede havørreder der er kønsmodne, og der er således ikke muligt, at vurdere dette fiskeris betydning for havørredgydebestanden i Odense Å-systemet.

Anbefalinger og forslag til supplerende undersøgelser.
I rapporten lægges op til supplerende undersøgelser til belysning af uafklarede punkter.

6 Referencer

Alabaster, J. S., 1969. Effects of heated Discharges on freshwater fishes in Britain. I: Krenkel, P. A., & Parker, F. L. (ed): Biological Aspects og Thermal pollution, pp 354-381. Vanderbilt University Press, 1969.

Alabaster, J. S., 1970. River flow and upstream movement and catch of migratory salmonids. J. Fish. Biol., 2, 1-13.

Alabaster, J. S., & Lloyd R., 1980. Water quality criteria for freshwater fish, 295 pp. (udgiver): Food and Agricultur of the United Nations. Butterworth.

Allan, I. R. H., & Ritter, J. A., 1977. Salmonid terminology. J. Cons. Int. Explor. Mer. 37 (3), 293-299.

Alm, G., 1950. The sea-trout population in the Åva Stream. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottingholm. Nr. 31, 26-56.

Anderson J., & Jacobsen A., 1980. Studier av glasål (*Anguilla Anguilla* (L.)) i Väröområdet. Naturvårdsverket, Meddelande snv pm 1347. 35 pp.

Banks, J. W., 1969. A review of the litterature on the upstream migration of adult salmonids. J. Fish. Biol., 1, 85-136.

Berg, O. K., & Berg, M., 1989. The duration of sea and freshwater residence of the sea trout, *Salmo trutta*, from the Vardnes River in northern Norway. Environmental biology of fishes, Vol. 24, No. 1, 23-32.

Berg, S & J. Jørgensen, 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: Post-stocking mortality and smolt yield. J. Fish Biol. 39: 151-169.

Bertmar, G., 1979. Homerange, migrations and orientation mechanisms of the River Indalsälven trout, *Salmo trutta* L. Rep. Inst. Freshwater Res, Drottingholm 58: 5-26.

Carl, J. & M. Larsen, 1994: Betydningen af gedde (*Esox lucius* L.) og sandart (*Stizostedion lucioperca* (L.)) som predatorer på havørred (Salmo trutta L.) smolt under udtrækket fra Bygholm Å og Sø, 1992. Specialerapport, Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.

Christensen, O & K. Jørgensen, 1992. Udsætningsplan for fynske vandløb 1992. IFF Rapport nr. 5 1992.

Christensen, O., Pedersen, S. & Rasmussen, G., 1993. Review of the Danish stocks of sea trout (*Salmo trutta)*. International Council for the Exploration of the Sea. C.M 1993/M:22.

Christensen, T., 1996. Opvandring og rekruttering af havørred (*Salmo trutta* L.) i Lindved Å, Odense Å vandsystem. Speciale rapport, Biologisk Institut, Odense Universitet.

Dahl, J., 1983. Some observations on the ascent of young ells at the Tange Power dam, river Gudenå, Denmark. EIFAC w. g. on Eels, Stockholm, 19. 22. september 1983.

Danmarks Sportsfiskerforbund (DSF), 1993. Odense Å i 25 år, 4 pp.

Dansk Hydralisk Institut, 1985. Recipientundersøgelser i forbindelse med udvidelse af Fynsværket. Hydrauliske forhold i Fynsværkets indtags og udledningsområde (revideret udgave), november 1995, 17pp + bilag.

Debowski, P. & Bartel, R., 1994. Homing of tagged sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts released in Polish rivers. Internal Council for the Exploration of the sea (ICES). Statutory meeting 1994. C.M. 1994/M:22.

Dieperink, N. C., 1988. Havørred i Tved Å. Specialerapport, Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.

Dieperink, C., 1992. Opvandring af ørred og laks i Gudenåen. IFF Rapport nr. 7 - 1994. ISSN 0907-1164.

Dieperink, C., 1994b. Fiskeri og laksefisk i Ringkøbing Fjord. IFF Rapport nr. 34 - 1994. ISSN 0907-1164.

Elliott, J. M., 1975. The growth rate og brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to temperature and ration size. Journal of Animal Ecology, 44, 805-821.

Elliott, J. M., 1976. The energetic of feeding, metabolism and growth og brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. Journal of Animal Ecology, 45, 923-948.

Elliott, J. M., 1993. A 25-year study of production of juvenile sea-trout, *Salmo trutta*, in an English Lake district stream. p. 109- 122. I: R. J. Gibson & R. E. Cutting (eds): Production of juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in Natural Waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118.

Elliott, J. M., 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout, 286 pp. Oxford University Press, 1994.

Feddersen, A., 1894. Færskvandsfiskeriet, 2. udg. København.

Fyns Amt, 1990a. Afstrømningsstatestik 1919 - 1988. Fyns Amt, Teknink- og miljøforvaltningen, Vand/miljøafdelingen.

Fyns Amt 1990b. Redegørelse vedrørende Fynsværket I/S. Detailgodkendelse af Fynsværket, herunder udvidelse med en ny enhed på 350 MW, i henhold til miljøbeskyttelses loven. Fyns Amt, Teknik- og miljøforvaltningen oktober 1990.

Fyns Amt 1994. Vandløbenes forureningstilstand 1993. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 70 pp.

Fyns Amt 1995. Vandløbenes forureningstilstand 1994. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 76 pp.

Fyns Amt 1996a. Vandløbenes forureningstilstand 1995. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 73 pp.

Fyns Amt 1996b. Vandførings- og temperaturdata for 1995. Fyns Amt, Teknik- og miljøforvaltningen.

Fynsværket 1996. Temperatur- og iltmålinger i kølevandet 1995.

Frier, J-O., 1995. Limfjordens ørredbestande I. Tilstand og udviklingsmuligheder. IFF Rapport nr. 44 - 1995. ISSN 0907-1164.

Hansen, K. H. & Glüsing H., 1995. Undersøgelse af fødevalg, vækst, spredning og dødelighed for 0+ og 1+ ørred (*Salmo trutta* L.) de to første måneder efter udsætning. Specialerapport, Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.

Hayne, F. R., 1949. Two methods for estimating populations from trapping records. J. Mammal. 30: 399-411.

Heggberget, T. G., Lund, R. A., Ryman, N. & G. Ståhl, 1986. Growth and genetic variation of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from different sections og the River Alta, North Norway. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43. 1828-1835.

Hellawell, J. M., Leatham, H., & Williams, G. I., 1974. The upstream migratory behavior og salmoninds in the River Frome, Dorset.

Jackson, P. A., & Howie, D. I. D., 1967. The movement of Salmon (*Salmo salar*) through an estuary and a fish-pass. Irish Fish. Invest. Ser., A-2, 1-28.

Jensen, A. J. & Aass, P., 1995. Migration of a fast-growing population og brown trout (*Salmo trutta* L.) through a fish ladder in relation to water flow and water temperature. Regulated rivers: Research & Management, vol. 10, 217-228.

Johnsen, P. B., 1977. The movements of migrating salmonids in the vicinity of a heated effluent. Determined by a temperature and pressure sensing radio telemetry system. In Amlaner, C. J. & McDonald, D.W. A handbook on biotelemetry and radiotracking. Pergamon Press 1980, 781-783.

Kingsbury, P. D. & Kreutzweiser, D. P., 1987. Permethrin treatments in Canadian forrests. Part 1: Impact on stream fish. PESTIC.-SCI.vol. 19, no. 1, 35-48.

Kristensen, P., 1994. Sensivity of embryos and larvae in relation to other stages in the life cycle of fish: a literature review. in Müller, R. & Lloyd, R. (ed): Sublethal and cronic effects of pollution of freshwater fish, FAO, Fishing News Books, 155-166.

Kristiansen, H., 1991. Havørred i Kolding Å vandsystem 1989-91. DFH rapport. Nr. 427, ISSN 0109 - 4332, 97 pp.

Koed, A., 1995. Status over fiskebestanden i Skjern Å's hovedløb, med hovedvægt på ørred- og laksesmoltudtrækket fra Skjern Å. IFF Rapport nr. 35, 1995.

Langford, T. E., 1971. The biological assessment of thermal effects in some British rivers. I: Symposium on Freshwater Biology and Electrical Power Generation, C.E.G.B: Research Division. C.E.R.L. Lab. Memo. RD/L/M 312. Parts I and II, Leatherhead, Surrey.

Langford, T. E., 1972. A comparative assessement of thermal effects in some British and North American rivers, p. 319-351. I: Oglesby, R. T., Carlson, C. A. & McCann, J. A., 1972. River Ecology and man. Academic Press, New York, San Francisco & London.

Langford, T. E., 1983. Electricity generation and the ecology og natural waters. Liverpool University Press, 342 pp., 1983.

Larsen, K., 1967a. Udsætningsplan for fynske vandløb, 1967.

Larsen, K., 1967b. En moderne ørredudsætningsplan for de fynske vandløb. Særtryk af Sportsfiskeren nr. 8, august 1967.

Larsen, K., 1969a. Udsætningsplan for Odense Å, 1969.

Larsen, K., 1969b. Moderne ørredudsætningsplan for Odense Å fuldender "fynsplanen". Særtryk af Sportsfiskeren nr. 4, august 1969.

Larsen, K., 1987. Havørredopgangen i danske vandløb 1900 - 1960. II Fyn samt Østjylland fra grænsen til og med Randers Fjord. Meddelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet, nr. 1, 1987.

Le Cren, E. D., 1984. The biology of the sea trout. Summary of a symposium. Atlantic Salmon trust, Moulin, Pitlochry, Perthshire PH 16 5JQ, GB.

Marcy, B. C., 1973. Vulnerability and survival of young conneticut river fish entrained at a Nuclear Plant. J. Fish. Red. Board, Can. 30, 1973.

Mellas, E. J. & Haynes, J. M., 1985. Swimming performance and behavior of Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and White Perch (*Morone americana*): Effects of attaching telemetry transmitters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 488-493.

Miljøstyrelsen, 1995, Bekæmpelsesmiddelstatistik 1994.

Mohr-Markmann, 1989. Vedrørende oriterende undersøgelse af havørredoptrækket i Odense Å og Stavids Å. Rapport til Vandkvalitetsinstituttet, ATV og Fynsværket, 18 pp.

Mortensen, E., Marcus, E., Nielsen, J., Ejbye-Ernst, M. & Rasmussen G., 1988. Elektrofiskeri til bestemmelse af fiskebestande i vandløb. Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium, 29 pp.

Muus, B. J. & Dahlstrøm, P., 1989. Havfisk og fiskeri, 244 pp. G.E.C Gads forlag.

Møller, B., 1976. Biologiske effekter ved udledning af kølevand fra termiske kraftværker. Vand Kvalitets Instituttet (VKI), rapport til Teknologirådet, 150 pp, 1976.

Nakatani, R. E., 1969. Effects of heated discharges on anadromus fishes. I: Krenkel, P. A., & Parker, F. L. (ed): Biological Aspects og Thermal pollution, 294-317. Vanderbilt University Press, 1969.

Neuman, E., 1982. Thermal discharges and fish fauna in Sweden. International conference on coal fired power plants and the aquatic environment. p. 41 - 61. Report from Water Quality Institute, Copenhagen 16. - 18. august 1982, Denmark.

Nielsen, G., 1982. Brede Å - vandsystemet. Blankålproduktion. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet.

Nielsen, J., 1985. Havørreden i Gudenåen. Gudenåkomitèen, rapport nr. 3.

Nielsen, T. B., 1996. Populationsdynamik og smoltmigration hos ørred (*Salmo trutta* L.) i Stokkebækken. Speciale rapport, Biologisk Institut, Odense Universitet.

Nyman, L., 1975. Behaviour of fish influenced by hot water effluents as observed by ultrasonic tracking. Rep. Inst. Freshw. Res. (Swed.), 35, 61-73.

Pedersen, S. Rasmussen, G. & Ebert, K. M., 1995. Limfjordens ørredbestande II. Udsætningsforsøg. IFF Rapport nr. 45 - 1995. ISSN 0907-1164.

Pemberton, R., 1975. Sea trout in North Argyll sea lochs, population, distribution and movements. J. Fish. Biol. 9, 157-179.

Pyefinch, R. A., 1955. A review of the literature on the biology of the Atlantic salmon. Sci. Invest. Freshwater Fish. Soct, no 9.

Rasmussen, G., 1986: The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. Pol. Arch. Hydrobiol. 33: 489-508.

Rasmussen, E.B. & Koed, A., 1997. Havørredfiskeriet i Odense Fjord 1995, herunder fiskeriet i Odense Gl. Kanal og den nedre del af Odense Å. DFU-rapport nr. ?.

Ricker, W. E., 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. Fish. Res. Bd. Canada. Bulletin 191.

Ringkjøbing Amtskommune, 1992. Udvandring af havørred- og laksesmolt fra Skjern Å-systemet. Udarbejdet af Jørgen Jørgensen.

Shearer, W. M., 1992. The Atlantic salmon. Fishing News Books, Oxford, 244 pp.

Sokal, R. R. & Rolf, F. J., 1995. Biometry. The principles and practice og statistics in biological research. Third edition. W. H. Freeman and Company, New York.

Stabell, O. B., 1984. Homing and olfaction in salmonids: A critical review with special reference to the Atlantic salmon. Biol. Rev. 333-388.

Swain, A., 1957. Hydrographical survey of the River Usk. Fish. Investig. series I, 6 (1), 34 pp.

Wiberg-Larsen, P., Adamsen, N. B., Knudsen, J. & Larsen, F. G., 1991. Sprøjtegifte truer fynske vandløb. Vand & Miljø 7/1991.

Wiberg-Larsen, P., Pedersen, S. E., Madsen, H. B., Knudsen, J., Larsen, F. G. & Adamsen N. B., 1994. Renere vandløb på Fyn. Vand & Jord 1/1994.

Aarestrup, K. & Jepsen, N. T. Aspekter af adfærden hos Atlantisk laks (*Salmo salar* L.) under opvandring i Gudenåen 1994, undersøgt ved hjælp af radiotelemetri. Specialerapport, Biologisk Institut, Afdelingen for Zoologi, Aarhus Universitet.

Appendix

Appendix 1. Opfiskning af udsatte smolt i åerne og genudsætning i Odense Fjord

De udsatte 2-årsfisk viste sig utilbøjelige til at trække ud af deres respektive åer, og blev i åerne som stationære bækørreder (se Kapitel 1).

I perioden 15. - 22. maj 1995 blev der foretaget elektrofiskeri i de 3 åer med det formål at fange de udsatte 2-årsfisk og udsætte dem i Odense Fjord.

Det var af hensyn til undersøgelsens efterårsdel (se Kapitel 3 og Rasumssen & Koed (1996)) vigtigt, at have en pulje af fisk i Odense Fjord, hvis oprindelseslokalitet var kendt.

De elektrofiskede ørreder fra åerne blev transporteret til Klintebjerg i to 500 l transportkar med iltning. Her blev de overført til en, i den anledning, opstillet gård i Odense Fjord umiddelbart ud for Klintebjerg. Maskestørrelsen i gården var 15 mm halvmaske og de ydre mål i meter (h x b x l): 3 x 15 x 15. Fiskene blev udsat d. 29. maj, umiddelbart nord for Vigelsø.

Tabel 2-1. Overførte ørreder fra Odense Å, Lindved Å og Stavids Å til Odense Fjord.

Type	Totale antal (inklusive carlinmærkede)	Antal carlinmærkede
Odense Å	471	54
Lindved Å	841	200
Stavids Å	1.510	145
døde	171	26
Antal levedygtige ørreder	2.651	373

Opfiskning af udsatte 2-årsørreder i Stavids Å.

Appendix 2. Teoretiske beregning af havørrederfangst i Odense Fjord på grundlag af Tabel 4-6 og Tabel 4-7.

Den teoretiske fangst af havørreder i Odense Fjord kan beregnes efter de i Tabel 4-6 angivne værdier for overlevelse. Den årlige naturlige dødelighed blev sat til 50% og den totale årlige dødelighed blev sat til 76,3%. Fangsten beregnes efter følgende udtryk (Ricker 1975, Hilborn & Waters 1992):

$$C = F * \bar{N}, \qquad hvor \quad \bar{N} = \frac{No*(1-\exp(-Z))}{Z} \tag{1a}$$

$$\Leftrightarrow No = \frac{\bar{N}*Z}{(1-\exp(-Z)} \tag{1b}$$

hvor
C = fangst
F = fiskeridødelighed
$\bar{N}$ = gennemsnitlig bestandsstørrelse over sæsonen.
No = Bestandsstørrels til tiden t = 0. I dette tilfælde 1. maj 1995.
Z = total dødeligheden (Z = naturlig dødelighed (M) + fiskeri dødelighed (F)).

Individerne i 0+ årgangen antages at være mindre end 40 cm og er ikke rekrutteret til fiskeriet. Rekrutteringen antages at ske, når de træder ind i 1+ årgangen. Kun den naturlige dødelighed antages således at virke på 0+ årgangen, d.v.s at Z = M. Ved anvendelse af de i Tabel 4-6 angivne værdier er den årlige overlevelse (S) 0,50. Den naturlige dødelighed (M) bestemmes ved hjælp af formlen:

$$Z = \ln(1/S) \tag{2}$$

hvor
Z = totaldødelighed
S = overlevelse

M kan da beregnes under forudsætning at M = Z:

M = ln(1/0,50) = 0,6931.

Den årlige overlevelse på 23,7% gælder for 1+ og ældre årgange (Tabel 4-6).

Z kan da beregnes: Z = ln (1/0,237) = 1,4400.

Da Z = M + F kan den årlige fiskeri dødelighed (F) beregnes: F = 1,4400 - 0,6931 = 0,7465.

Med en forventet havørredbestand pr. 1. maj 1995 på 24.219 havørreder >40 cm (Tabel 4-7) kan den teoretiske havørredfangst i Odense Fjord beregnes efter omskrivning af formel 1a:

C = 0,7465 * 24.219 * (1- exp(-1,44))/1,44 = 9.567

Referencer

Hilborn, J., & C. J. Walters, 1992. Quantitative Fisheries Stock assesment. Choise, Dynamics and Uncertainty, 570 pp. Chapman & Hall.

Ricker, W. E., 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. Fish. Res. Bd. Canada. Bulletin 191.

Appendix 3. Teoretisk beregning af havørredbestanden i Odense Fjord

på baggrund af Rasmussen & Koed (1996)

Den teoretiske fangst af havørreder i Odense Fjord kan beregnes efter de i Tabel 4-6 angivne værdier for overlevelse. Den årlige naturlige dødelighed blev sat til 50% og den totale årlige dødelighed blev sat til 76,3%. Fangsten beregnes efter følgende udtryk (Ricker 1975, Hilborn & Waters 1992):

$$C = F * \bar{N}, \qquad hvor \quad \bar{N} = \frac{No*(1-\exp(-Z))}{Z} \qquad (1a)$$

$$\Leftrightarrow No = \frac{\bar{N}*Z}{1-\exp(-Z)} \qquad (1b)$$

hvor
C = fangst
F = fiskeridødelighed
$\bar{N}$ = gennemsnitlig bestandsstørrelse over sæsonen.
No = Bestandsstørrelse til tiden t = 0. I dette tilfælde 1. maj 1995.
Z = totale dødelighed over sæsonen (Z = naturlige dødelighed (M) + fiskeri dødelighed (F)).

Perioden 22. marts - 28. maj
I Perioden 22. marts - 28. maj blev der ialt udsat 10.651 mærkede ørreder i Odense Fjord.

Ved forsøgsfiskeriet i Odense Fjord blev der i perioden 1. april - 18. juni (79 dage) fanget 6 mærkede ørreder, hvoraf én var > 40 cm. Den beregnede emigration fra Odense Fjord af mærkede fisk var på ca. 35%. Antallet af mærkede ørreder over målet i Odense Fjord i denne periode kan da beregnes: 1/5 * 10.651 * (1-0,65) = 1.384 mærkede ørreder > 40 cm.

I samme periode blev der ved forsøgsfiskeriet fanget 52 andre havørreder, hvoraf 46 var over målet. Den gennemsnitlige havørredbestand over målet i perioden ($\bar{N}_{1.\,april\,-\,18.\,juni}$) kan beregnes:

$\bar{N}_{1.\,april\,-\,18.\,juni}$ = 1.384 * 46 = 63.664 ørreder (der er ikke taget højde for størrelsesselektiviteten af garnet).

Denne metode vurderes dog for ***usikker*** til beregning af $\bar{N}_{1.\,april\,-\,18.\,juni}$, da beregningen beror på fangsten af én fisk.

Perioden efter d. 18. juni
Tidspunktet hvor en udsat to-årssmolt indtræder i fiskeriet, d.v.s. fisken når en længde på 40 cm, beregnes. I praksis angives dette som en teoretisk størrelse, der angiver tidspunktet for en "gennemsnitssmolts" rekruttering til fiskeriet. Under antagelse af at alle ørreder rekrutteres til

fiskeriet samme dag, benyttes denne størrelse i de videre beregningerne som det bedste skøn for tidspunktet, hvor fiskene indtræder i fiskeriet. I praksis sker rekrutteringen naturligvis over en længere periode, afhængig af variation i udsætningsstørrelsen og individuel vækst.

Gennemsnitslængden til udsætningstidspunktet kendes og tiden det tager for en fisk at vokse til 40 cm, hvor den principielt indgår i fiskeriet, kan beregnes ifølge Glüsing & Rasmussen (1996).

Indtil tidspunktet, hvor fisken rekrutteres til fiskeriet, antages udelukkende den naturlige dødelighed at virke på fiskene. Antallet af ørreder til tidspunktet, hvor de rekrutteres til fiskeriet, kan da beregnes.

To-årsørrederne havde en gennemsnitslængde på 27,6 cm ved udsætningen. Anvendes vækstfunktionen for perioden 15. marts - 15. november beregnet for udsatte to-årsørreder udsat i Isefjorden (Glüsing & Rasmussen 1996) fås, at ørrederne gennemsnitligt er vokset til 40 cm på ca. 150 dage. Gennemsnitligt rekrutteredes de udsatte to-årsørreder i Odense Fjord altså til fiskeriet omkring d. 1. november 1995.

Det antages, at den naturlige dødelighed er 50% pr. år i perioden på 150 dage, og at kun den naturlige dødelighed virker på fiskene i denne periode.

Antallet af samtlige mærkede ørreder d. 1. november ($N_{1.\,november}$) kan beregnes ved hjælp af formel (2):

$$N_1 = N_0 * \exp(-\Delta t * Z_d) \Leftrightarrow Z_d = \frac{\ln[\frac{N_1}{N_0}]}{-\Delta t} \qquad (2)$$

hvor
N_1 = Bestandsstørrelsen til tiden t_1 (i dette tilfælde 1. november 1995)
N_0 = Bestandsstørrelsen til tiden t_0 (i dette tilfælde 15. marts 1995)
$\Delta t = t_1 - t_0$ (i dette tilfælde 150 dage)
Z_d= daglig total dødelighed, Z = naturlig dødelighed (M) + fiskeri dødelighed (F).
I dette tilfælde er Z = M.

Ved beregning af $N_{1.\,november}$ korrigeres der med en faktor 0,65 for at kompensere for emigration ud af Odense Fjord:

$$N_{1.\,november} = 10.651 * 0{,}65 * \exp(-150 * 0{,}5/365) = 5.637$$

$N_{1.\,november}$ antages tilnærmelsesvis at være lig den samlede mærkede havørredbestand > 40 cm midt i perioden ($\bar{N}_{22.\,sept.\,-\,15.\,nov}$).

Sættes den totale dødelighed på de udsatte fisk til 76,3% (tilsvarer en daglig total dødelighed (M_d) på: 0,763/365 = 0,002089), kan antallet af samtlige mærkede ørreder pr. 15. november ($N_{15.\,november}$) anslås (formel 2):

$N_{15.\ november}$ = 5.637 * exp(-15 * 0,002089) = 5.463 mærkede havørreder.

Ved forsøgsfiskeriet i perioden 22. september - 15. november (55 dage) blev der fanget 8 mærkede ørreder, hvoraf 7 var > 40 cm.

I samme periode blev der ved forsøgsfiskeriet fanget 61 andre havørreder, hvoraf 53 var over målet. Den samlede havørred bestand > 40 cm midt i perioden ($\tilde{N}_{22.\ sept.\ -\ 15.\ nov}$) kan beregnes:

$\tilde{N}_{22.\ sept.\ -\ 15.\ nov}$ = 5.637 * 53/7 = 42.680 havørreder > 40 cm (der er ikke taget højde for størrelsesselektiviteten af garnet).

Den samlede havørred bestand > 40 cm pr. 15. november ($N_{15.\ november}$) kan beregnes, idet:

$$N_1 = \frac{\tilde{N} * Z_p}{1 - \exp(-Z_p)} * \exp(-\Delta t * Z_p) \qquad (3)$$

hvor $\tilde{N}$ = gennemsnitlig bestandsstørrelse over perioden. I dette tilfælde 1. november - 15. november 1995.

Z_p = totale dødelighed i perioden (Z = naturlige dødelighed (M) + fiskeri dødelighed (F)). I dette tilfælde 1. november - 15. november 1995.

Bestandens størrelse pr. 15. november ($N_{15.\ november}$) beregnes (formel 3):

$N_{15.\ november}$ = ((42.680 * (15 * 0,002089))/(1-exp(-15 * 0,002089)) * exp(-15 * 0,002089) = 42.015

I perioden 16. november - 31. marts (136 dage) anslår Rasmussen & Koed (1996), at der bliver fanget ca. 600 havørreder i Odense Fjord.

Bestandens størrelse pr. 31. marts ($N_{31.\ marts}$) beregnes (formel 2):

$N_{31.\ marts}$ = 42.015 * exp(-136*0,763/365) - 600 = 31.018

På baggrund af forsøgsfiskeriet i Odense Fjord 1995 er den samlede havørredbestand > 40 cm pr. 1. maj 1996 estimeret til ca. 31.018 havørreder. Ud fra den teoretiske metode, hvor en vurdering af smoltudtrækket fra åerne, som udmunder i Odense Fjord, anvendes, blev havørredbestanden pr. 1. maj 1995 over målet vurderet til 24.219 stk. (Tabel 4-7, Appendix 2).

Størrelsen af havørredbestanden vurderet på baggrund af smoltudtrækket (Tabel 4-6) er ca. 78% ((24.219/31.018) * 100) af den estimerede bestandsstørrelse på baggrund af forsøgsfiskeriet. Der er altså god overensstemmelse mellem de to metoder til vurdering af havørredbestandens størrelse i Odense Fjord. Det må derfor konkluderes, at antagelserne gjort omkring smoltnedtrækket i
Tabel 4-6 er rimelige og at den beregnede forventede havørredopgang til de tre åer (Tabel 4-6) er realistisk.

Referencer

Glüsing, H., & Rasmussen, G., 1996. Mærkningsforsøg med ørred og regnbueørred i Århus Bugt og Isefjorden. DFU-rapport nr. 13-96, 80 pp.

Hilborn, J., & C. J. Walters, 1992. Quantitative Fisheries Stock assesment. Choise, Dynamics and Uncertainty, 570 pp. Chapman & Hall.

Ricker, W. E., 1975. Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. Fish. Res. Bd. Canada. Bulletin 191.

DFU-rapporter - index

Nr. 15 Bærekapacitet for havørred (Salmo trutta L.) i Limfjorden
Kaare Manniche Ebert

Nr. 16 Sild og brisling i Limfjorden
Jens Pedersen

Nr. 17 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet - Optøningsrapport (del 1)
Niels Bøknæs

Nr. 18 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet - Optøningsrapport (del 2)
Niels Bøknæs

Nr. 19 Automatisk inspektion og sortering af sildefileter
Stella Jónsdóttir, Magnús Thor Ásmundsson, Leif Kraus

Nr. 20 Udsætning af helt, Coregonus lavaretus L., i Ring Sø ved Brædstrup
Thomas Plesner og Søren Berg

Nr. 21 Udæstningsforsøg med ørred (*Salmo trutta* L.) i jyske og sjællandske vandløb
Heine Glüsing og Gorm Rasmussen

Nr. 22 Kvalitetsstyring og målemetoder i den danske fiskeindutri. Resultater fra en spørgebrevsundersøgelse
Stella Jónsdóttir

Nr. 23 Quality of chilled, vacuum packed cold-smoked salmon
Lisbeth Truelstrup Hansen, Ph.D. thesis

Nr. 24 Investigations of fish diseases in common dab (*Limanda limanda)* in Danish Waters
Stig Mellergaard (Ph.D. thesis)

Nr. 25 Fiskeribiologiske undersøgelser i Limfjorden 1993 - 1996
Erik Hoffmann

Nr. 26 Selectivity of gillnets in the North Sea, English Channel and Bay of Biscay (AIR-project AIR2-93-1122 Final progress report)
Holger Hovgård og Peter Lewy

Nr. 27 Prognose og biologisk rådgivning for fiskeriet i 1997
Poul Degnbol

Nr. 28 Grundlaget for fiskeudsætninger i Danmark
Michael M. Hansen

Nr. 29 Havørredbestandene i Odense Å og Stavids Å systemerne i relation til Fynsværket
Anders Koed, Gorm Rasmussen og Espen Barkholt Rasmusse